

x. A S. O. U.
STATENS OFFENTLIGA UTREDNINGAR 1941:16
JUSTITIEDEPARTEMENTET



BETÄNKANDE

ANGÅENDE

VATTENFÖRORENING

II

TEKNISKA OCH BIOLOGISKA
UTREDNINGAR

AV

*S. VALLIN, V. JANSA OCH C. FISCHERSTRÖM,
H. BERGSTRÖM M. FL.*

S T O C K H O L M

1 9 4 1

Statens offentliga utredningar 1941

Kronologisk förteckning¹

1. Sociala försvarsberedskapskommittén. Betänkande. Del 3. Förslag till krigspensionsförordning m. m. Beckman. 120 s. F6.
2. Betänkande med förslag rörande restaureringen av Uppsala domkyrka. Uppsala, Almqvist & Wiksell. 82 s. 16 pl. E.
3. Åtgärder för bekämpande av homosexualitetens samhällsfarliga ytringar. Norstedt. 58 s. Ju.
4. Utredning angående byggnadskostnaderna. Beckman. viij, 386 s. S.
5. Betänkande med allmänna riktlinjer för åstadkommande av tidigare inbetalning av utskylder. Del 1. Marcus. 522 s. Fl.
6. Betänkande med allmänna riktlinjer för åstadkommande av tidigare inbetalning av utskylder. Del 2. Marcus. 143 s. Fl.
7. Förslag till rättegångsbalk av Kungl. Maj:t den 14 februari 1941 godkänt såsom grundval för processlagberedningens fortsatta verksamhet. Norstedt. iv, 530 s. Ju.
8. Lagberedningens förslag till lag om aktiebolag m. m. 1. Lagtext. Norstedt. vij, 141 s. Ju.
9. Lagberedningens förslag till lag om aktiebolag m. m. 2. Motiv. Norstedt. 720 s. Ju.
10. 1938 års pensionsakkunniga. Betänkande med förslag till allmänna tjänste- och familjepensionsreglementen. Marcus. 485 s. Fl.
11. Betänkande med förslag om inrättande av en statlig brandskola m. m. Beckman. 63 s. K.
12. Betänkande med förslag till förstärkande av den allmänna väghållningen på landet m. m. Beckman. 276 s. K.
13. Förslag till revision av den svenska evangelieboken. Norstedt. vij, 478 s. E.
14. Betänkande med utredning och förslag till åtgärder för främjande av hantverk och småindustri. Marcus. 127 s. H.
15. Betänkande rörande bekämpande av väggohyr. Idén. (4), 120 s. S.
16. Betänkande angående vattenförorening. 2. Tekniska och biologiska utredningar. Norstedt. 288 s. Ju.

Ann. Om särskild tryckort ej angives, är tryckorten Stockholm. Bokstäverna med fetstil utgöra begynnel bokstäverna till det departement under vilket utredningen avgivits, t. ex. E. = ecklesiastikdepartementet, J. = jordbruksdepartementet. Enligt kungörelsen den 3 febr. 1922 ang. statens offentliga utredningars yttre anordning (nr 98) utgivas utredningarna i omslag med enhetlig färg för varje departement.

STATENS OFFENTLIGA UTREDNINGAR 1941:16
JUSTITIEDEPARTEMENTET



BETÄNKANDE

ANGÅENDE

VATTENFÖRORENING

II

TEKNISKA OCH BIOLOGISKA
UTREDNINGAR

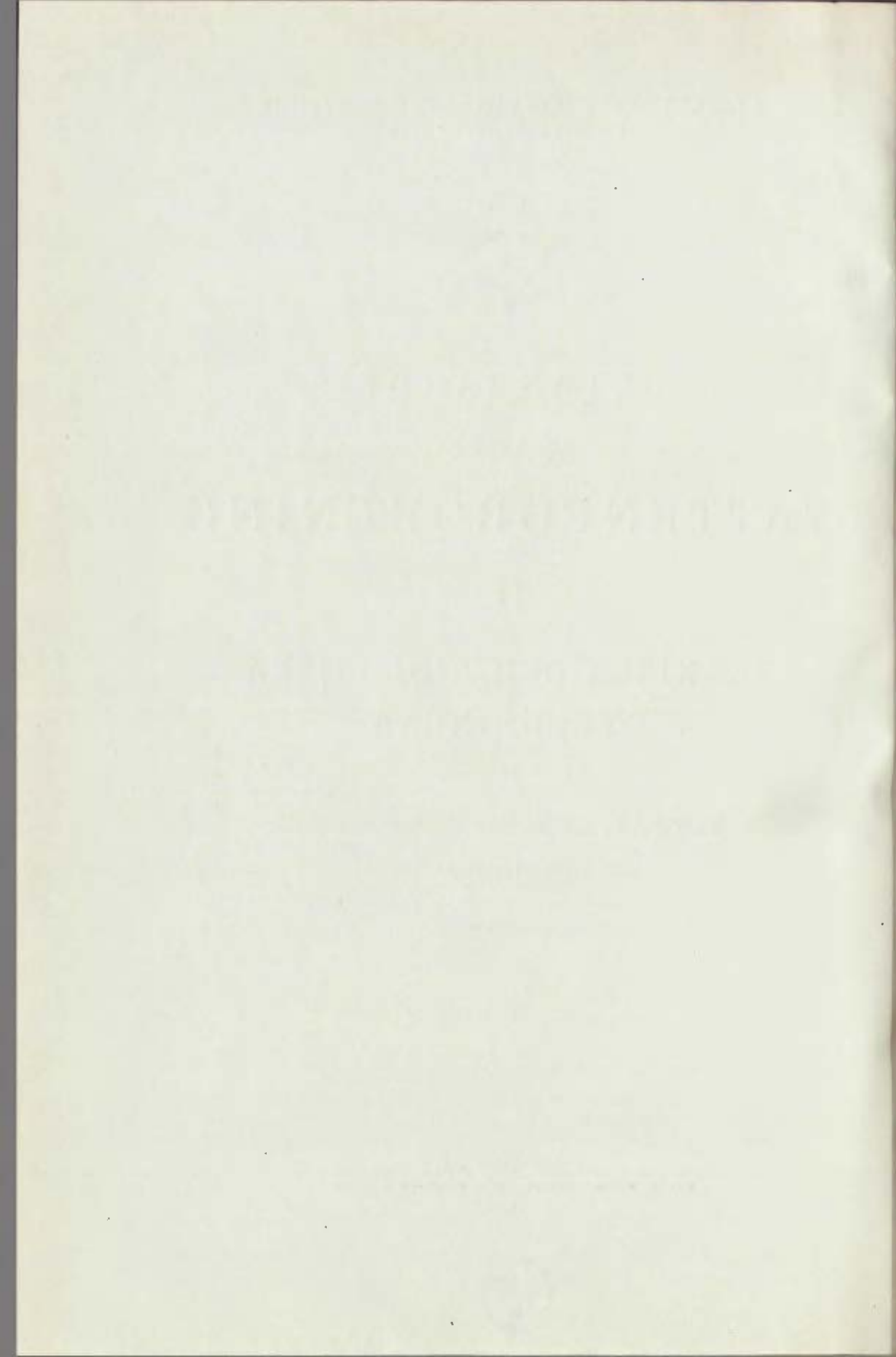
AV

*S. VALLIN, V. JANSA OCH C. FISCHERSTRÖM,
H. BERGSTRÖM M. FL.*

STOCKHOLM 1941

KUNGL. BOKTRYCKERIET. P. A. NORSTEDT & SÖNER
894786





F Ö R O R D.

I syfte att underlätta tillämpningen av ny lagstiftning till motverkande av vattenförorening ha sakkunniga, som den 22 september 1936 av chefen för justitiedepartementet tillkallats för att biträda med utredning av denna fråga, enligt departementschefens bemyndigande låtit utarbeta en utredning om olika slag av vattenförorening och metoderna för motverkande därav.

Metoderna för avloppsvattens rening ha under de senaste årtiondena undergått livlig utveckling. Härom vittnar en omfattande europeisk och amerikansk litteratur, som ständigt växer i omfång. Denna speciella facklitteratur är icke alltid lättillgänglig. Dessutom kräver den ett oavlåtligt och sakkunnigt studium för att kunna överblickas och rätt bedömas. Hithörande frågor äro ofta ganska invecklade och fordra för sin lösning icke blott teknisk och ekonomisk, utan även hygienisk, biologisk och kemisk sakkunskap. Jämväl naturskydds- och trevnadssynpunkter ha under senare år med rätta vunnit allt större beaktande.

För att göra ämnet mera lättillgängligt och överskådligt för dem, som ha att taga befattning därmed i vårt land, hade de sakkunniga ursprungligen planerat att framlägga en mera fullständig framställning därav. Det visade sig snart, att ett dylikt arbete skulle ha blivit alltför omfattande. På grund av ämnets omfång och mångskiftande art har det icke varit möjligt att behandla alla hithörande frågor, som kunna väntas bliva föremål för myndighets behandling. För övrigt ligger det i sakens natur, att varje framställning på detta område, synnerligast i fråga om reningsmetoderna och med dem förenade kostnader, mer eller mindre snabbt föråldras. Några för längre tid giltiga anvisningar kunna svårligen givas. De sakkunniga förutsätta, att de spörsmål som vid tillämpningen av nya lagbestämmelser rörande föroreningsfrågor efter hand dyka upp och de rön rörande bedömnings- och behandlingsmetoder som framdeles göras komma att med uppmärksamhet beaktas av intresserade parter och sammanslutningar samt de myndigheter vilka arbeta på området.

De sakkunniga ha inskränkt sig till att som fristående redogörelser framlägga de bidrag till en framställning rörande vattenföroreningsfrågor, som erhållits från de olika särskilda sakkunniga, vilka enligt bemyndigande av chefen för justitiedepartementet anlitats för ändamålet.

Då bidragen utarbetats av olika författare, har — oaktat gemensamma direktiv lämnats i den mån så kunnat ske med hänsyn till ämnets natur — icke kunnat undvikas, att bidragen mycket avvika från varandra med hänsyn till såväl framställningens bredd som själva framställningssättet. Härjämte må anmärkas, att anläggnings- och driftkostnaderna för olika re-

ningsförfaranden ansetts vara alltför starkt beroende av lokala förhållanden för att kunna bli va föremål för en mera allmänt hållen framställning. Kostnadsfrågan har därför icke närmare berörts i de föreliggande bidragen.

Det må även framhållas, att bidragen avlämnats vid olika tidpunkter, vilket givetvis, ehuru författarna senare varit i tillfälle att företaga erforderliga ändringar, i någon mån inverkar på framställningens aktualitet.

I de skilda bidragen återkommer emellanåt samma fråga, behandlad delvis från olika synpunkter. Någon strängt genomförd systematik har icke eftersträfvats. De olika författarnas bidrag ha endast översetts och med deras samtycke sammanjämkats i syfte främst att i görlig mån vinna terminologisk enhetlighet. Denna översyn, som verkställdes av majoren WALO VON GREYERZ och hovrättsrådet GÖSTA WALIN, har alltså varit av så gott som uteslutande redaktionell natur. Författarna till de olika bidragen äro:

laboratorn vid statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket fil. lic. STEN VALLIN, vilken sedan den 1 juli 1937 innehaft förordnande som tillsynsmyndighet rörande vattenföroreningar;

fil. dr HARALD HUSS, föreståndare för Stockholms stads hälsovårdsnämnds biologiska laboratorium;

bergsingenjören B. INGEMAR SAHLIN vid Jernkontorets tekniska byrå, ävensom bergsingenjörerna EDW. S. BERGLUND och C. GEORG CARLSSON, vilkas redogörelser Jernkontoret utgivit på egen bekostnad (se sid. 161, not);

civilingenjören HILDING BERGSTRÖM, verkställande direktör i föreningen Kolningslaboratoriet u. p. a., och civilingenjören N. HALVARD LIANDER vid Ingenjörsvetenskapsakademiens ångvärmeinstitut;

överingenjören HENRY T. BRAHMER vid Svenska jästfabriksaktiebolaget och civilingenjören O. WIKLUND vid Svenska sockerfabriksaktiebolaget; samt

civilingenjörerna VICTOR JANSA och CLAES FISCHERSTRÖM vid aktiebolaget Vattenbyggnadsbyrån.

De olika bidragens huvudinnehåll och författare framgår av innehållsförteckningen.

Bidragen ha ordnats i fem huvudavdelningar. Av dessa behandlar första avdelningen förorening genom kommunalt avloppsvatten och åtgärder för olägenheternas avhjälpande, andra avdelningen förorening genom industriellt avloppsvatten och åtgärder för olägenheternas avhjälpande, tredje avdelningen olika avloppsvattens inverkan på fiske och jordbruk, fjärde avdelningen fordringar på vattenbeskaffenhet för olika ändamål och femte avdelningen undersökning av avloppsvatten och recipientens vatten i samband med vattenförorening.

Förutom särskilda litteraturförteckningar i anslutning till vissa av de mera omfattande framställningarna har, i samråd med laborator VALLIN, upprättats en större förteckning över i Sverige publicerad litteratur i ämnet.

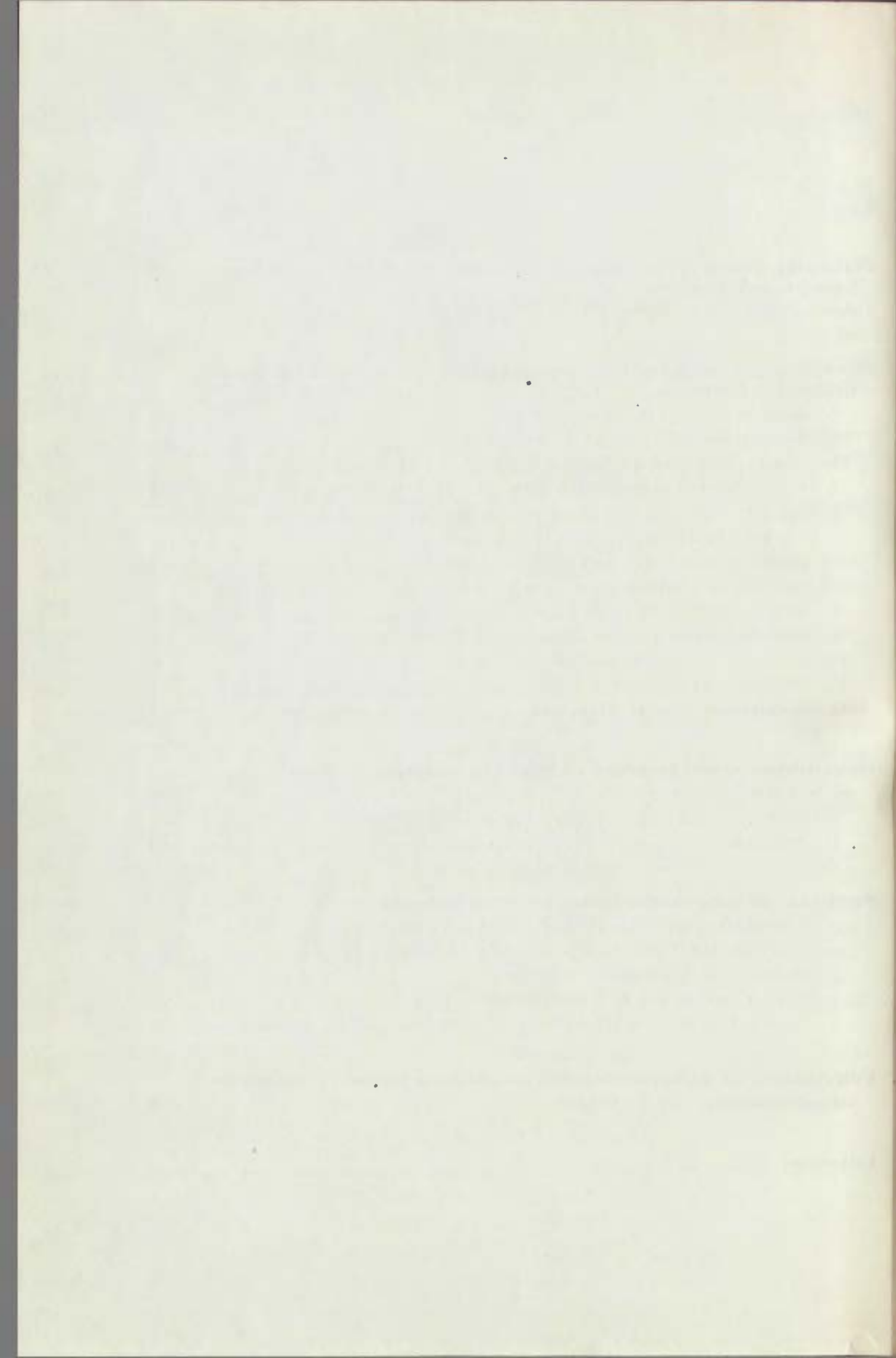
Stockholm i februari 1941.

Å de sakkunnigas vägnar:

H. A. HAMILTON.

INNEHÅLL.

	Sid.
Förord	3
I.	
Förening genom kommunalt avloppsvatten och åtgärder för olägenheternas avhjälpande.	
Av V. JANSA och C. FISCHERSTRÖM	7
II.	
Förening genom industriellt avloppsvatten och åtgärder för olägenheternas avhjälpande.	
1. Järnindustri. Av I. SAHLIN	161
2. Sprängämnesfabriker. Av H. BERGSTRÖM	163
3. Stearin-, tvål- och tvättmedelsfabriker. Av H. BERGSTRÖM	164
4. Konstsilke- och stapelfiberfabriker. Av H. BERGSTRÖM	166
5. Cellulosa- och pappersfabriker (fiberhaltiga avloppsvatten).	
Av S. VALLIN	167
6. Sulfitcellulosafabriker. Av H. BERGSTRÖM	171
7. Garverier och läderfabriker. Av H. BERGSTRÖM	173
8. Sockerfabriker. Av O. WIKLUND	175
9. Stärkelsefabriker och potatisbrännerier. Av S. VALLIN	180
10. Slakterier. Av S. VALLIN	184
11. Mejerier. Av S. VALLIN	188
12. Jästfabriker. Av H. BRAHMER	197
III.	
Olika avloppsvattens inverkan på fiske och jordbruk.	
Av S. VALLIN	203
1. Fiske	203
2. Jordbruk	243
IV.	
Fordringar på vattenbeskaffenhet för olika ändamål.	
1. Vattenbeskaffenheten i ett vattendrag ur hälsosynpunkt samt ur naturskydds- och trevnadssynpunkt. Av H. HUSS	248
2. Råvatten för kommunala vattenverk.	
Av V. JANSA och C. FISCHERSTRÖM	252
3. Fabrikationsvatten, matarvatten och kylvatten. Av H. LIANDER	256
V.	
Undersökning av avloppsvatten och recipientens vatten i samband med vattenförening. Av S. VALLIN	260
VI.	
Litteratur. Publicerad i Sverige	279



Förorening genom kommunalt avloppsvatten och åtgärder för olägenheternas avhjälpande.

Av civilingenjörerna VICTOR JANSÅ och CLAES FISCHERSTRÖM,
Vattenbyggnadsbyrån, Stockholm.

Förorening och självrening.

Recipient.

Varje vatten, som mottager tillflöde, säges utgöra recipient för detta. Under tyngdkraftens inverkan avrinner allt vatten, som icke avdunstar, ovan eller under jord mot allt lägre nivå, ända tills det uttömmes i havet, vilket alltså utgör den slutliga recipienten för allt rinnande vatten.

För det slutliga oskadliggörandet av avloppsvatten, vare sig det härrör från bostäder eller industrier, måste man på liknande sätt alltid ha tillgång till en recipient, vilken av ekonomiska skäl icke får vara för avlägset belägen. Vanligen utgöres recipienten av ett vattendrag — bäck, å eller älv — en damm, sjö eller havet, men stundom måste avloppsvattnet infiltreras i grunden, vars grundvatten i så fall utgör recipient.

Avloppsvattnets inverkan på recipienten.

Genom utsläppandet av avloppsvattnet åstadkommes alltid en förorening av recipienten, oavsett dennas storlek i förhållande till den tillförda avloppsvattenmängden. Föroreningen förorsakar större eller mindre olägenheter. Av framförallt ekonomiska skäl måste man tolerera förorening intill vissa gränser, vid vilkas överskridande mera påtagliga olägenheter och skador uppkomma.

Föroreningsgränser.

Man bör förslagsvis skilja mellan två olika gränser för avloppsvattenföroreningen.

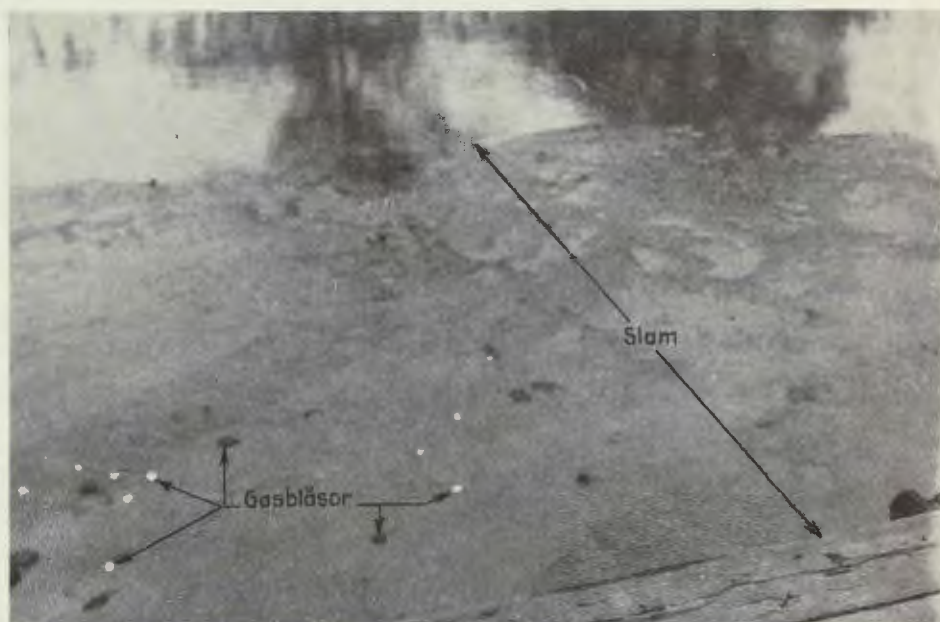


Fig. 1. Torrlagt jäsande kloakslam på botten av Fattighuskanalen i Göteborg år 1934, före tillkomsten av cirkulationspumpstation vid Slussen.

Den tekniska föroreningsgränsen anger den största förorening, som kan tillåtas i en recipient, utan att dess syrehalt nedgår till ett för fisklivet skadligt värde. Vid sålunda begränsad förorening kunna alltså fiskdöd, fullständig syrebrist, förruttnelse och stank icke förekomma. Den tekniska föroreningsgränsen kan medgiva stark grumlighet, skumbildning, missfärgning, bakteriell förorening m. m. hos recipienten.

Den sanitära föroreningsgränsen anger den största förorening, som kan tolereras, om recipienten skall kunna anses användbar för ändamål av sanitär och estetisk art, exempelvis som vattentäkt för en kommunal vattenledning, för bad och rekreation, och uppställer därför vissa krav ifråga om bakteriell förorening, klarhet m. m. hos recipienten.

När det gäller förorening genom vissa industriella avfallsämnen, t. ex. sulfitulut, hartssyror, klor o. dyl., som äro giftiga för fisk och andra vattendjur, kunna föroreningsgränserna stundom preciseras. Oftast beröras emellertid ett flertal intressen av avloppsvattenföroreningen, och fastställandet av de lämpliga föroreningsgränserna liksom värderingen av de genom föroreningen uppkommande skadorna erbjuder därför i regel synnerligen komplicerade och svårlösta problem.

Primär och sekundär förorening.

Föroreningen kan vara primär eller sekundär. Med den förra avses den omedelbara föroreningen genom smutsämnena i avloppsvattnet, med



Fig. 2. Från åbotten lösryckt och uppflutet kloakslam i Eksjöån år 1935, före tillkomsten av Eksjö stads reningsverk.

den senare sådana förändringar i recipienten, vilka uppträda efter viss tid på grund av kemiska och biologiska reaktioner såsom närmare framgår av det följande. Avloppsvattenföroreningen yttrar sig i övrigt på en mängd olika sätt alltefter föroreningens art och storlek samt recipientens karaktär.

Följande exempel på *primär förorening* kunna anföras.

a) Flytande orenlighet, såsom papper, fruktskal, korkar, fäkalier m. m., ger vattnet i recipienten ett frånstötande utseende. Särskilt besvärande äro dessa slag av föroreningar, då de uppträda vid badstränder.

b) Sjunkslam avsätter sig vid ringa vattenhastighet i recipienten på dess botten och kan förorsaka för sjöfarten besvärande uppgrundningar. Under den varma årstiden råkar slammet lätt i kraftig förruttnelse under utveckling av illaluktande gaser (*fig. 1*), som ofta föra med sig stinkande slammassor upp till vattenytan (*fig. 2*). Slammet rubbar i hög grad den biologiska jämvikten i recipienten och försvårar eller omöjliggör fiskens fortplantning.

c) Lösta och svävande organiska ämnen undergå liksom slammet sönderdelning under inverkan av bakterier och andra mikroorganismer. De vid sönderdelningen uppkommande enklare sammansatta ämnen oxideras under inverkan av bakterierna, vilka för ändamålet taga i anspråk i första hand det i recipientens vatten lösta syret. Om denna syreförtäring blir för stor, nedgår vattnets syrehalt så mycket, att fiskar och andra högre vattendjur kvävas. Härigenom kunna stora ekonomiska ska-

dor uppkomma. Vid fullständig syrebrist blir recipientens vatten svart och stinkande och kan då icke längre användas för något nyttigt ändamål.

d) Genom bakteriell förorening av recipienten kunna vissa sjukdomar spridas, såsom tyfus, paratyfus, dysenteri, kolera m. fl., varjämte vattnet kan bliva oanvändbart såsom råvatten för framställning av vattenledningsvatten. Vissa sjukdomsalstrande bakterier bibehålla sin livskraft ganska lång tid i avloppsvatten. Beträffande koleravibriionerna har det sålunda visats att de kvarleva ännu efter 2—8 dagar. Tyfus- och paratyfusbakterierna ävensom dysenteribakterierna överleva säkerligen ännu längre tid, varom otaliga epidemiologiska iakttagelser bära vittne. Spridning genom vatten, som med tarmutsöndringar infekterats med nämnda bakterier, är i själva verket det vanligaste spridningssättet ifråga om dessa infektionssjukdomar. Även inom gruppen filtrerbara virus finnas smittämnen, som förekomma i kloakvatten och kunna kvarleva där under lång tid. Genom undersökningar i vårt land är det sålunda känt, att barnförslamningens virus kan kvarleva mer än 2 månader i kloakvatten. Nya undersökningsresultat från såväl U. S. A. som Sverige vittna också om att detta virus, härstammande från mänskliga exkrementer, kan påvisas i kloakvatten å en epidemiort. Härigenom har ett synnerligen betydelsefullt stöd vunnits för antagandet, att även denna sjukdom väsentligen sprides via vatten.¹

e) Industriell avloppsvattenförorening ger ofta upphov till speciella olägenheter. Recipientens vatten kan missfärgas eller bli illaluktande och illasmakande. Genom oljeförorening kan vattnet bli oanvändbart för bad, varjämte oljehinnan på vattenytan utgör hinder för vattnets syreupptagning från luften. Vid utsläppning av starkt sura, alkaliska eller giftiga ämnen kan det förekomma, att allt liv utsläckes inom större eller mindre delar av recipienten.

Den sekundära föroreningen står framförallt i samband med utveckling av alger och svampar, såsom framgår av följande exempel.

a) I sjöar och mera stillastående vatten uppkommer ofta på större avstånd från kloakutloppen en synnerligen kraftig planktonvegetation, vilken stundom färgar vattnet intensivt grönt. Vid avdöendet kan denna vegetation ge upphov till sekundär förorening.

b) Av särskild betydelse är den s. k. påväxten, varmed avses den fastsittande växtlighet av bakterier, alger och svampar, som i avloppsvattenförorenade recipienter uppkommer på bottenpartierna vid stränderna och inom andra grundare delar av recipienten, på stenar samt på vass och andra vattenväxter. Påväxten har ingående studerats bl. a. av NAUMANN, som framhållit, att påväxtens beskaffenhet utgör en god indikator på den genomsnittliga föroreningen av recipienten. Detta gäller särskilt den ofta mycket rikliga vegetationen av trådbakterien *Sphaerotilus natans* (*fig. 3*), som kännetecknar det mesosapropa stadiet (*sid. 13*).

¹ Dessa uppgifter ha benäget lämnats av professor C. KLING.



Fig. 3. Från botten lösryckt och uppfluten påväxt av *Sphaerotilus natans*.

Recipientens självrening.

Självreningsförmåga och självreningskapacitet.

De ovannämnda genom avloppsvattenföroreningen orsakade förändringarna i recipientens vatten äro lyckligtvis i regel icke permanenta. Om man följer det förorenade vattnet på dess väg från kloakutloppet, finner man, att det efter någon tid börjar visa tecken till förbättring för att i fortsättningen småningom återfå åtminstone det huvudsakliga av sin naturliga renhet. Recipienten säges därför ha en viss självreningsförmåga. Till självreningen bidraga mekaniska och rent kemiska processer ävensom tillflöde av rent vatten från sidotillopp, men den är dock till övervägande del resultatet av den biologiska verksamheten i vattnet.

Den största självreningsförmågan eller självreningskapaciteten är ett relativt begrepp. Den kan på goda grunder definieras såsom den avloppsvattenförorening, som kan tillföras recipienten utan att fiskbeståndet vid någon punkt skadas, d. v. s. recipientens belastning intill den tekniska föroreningsgränsen (sid. 8).

□ Vid självreningen verksamma krafter.

De vid självreningen verksamma fysikaliska, kemiska och biologiska krafterna kunna enligt WHIPPLE sammanfattas på följande sätt:

Fysikaliska krafter. De viktigaste fysikaliska krafterna äro tyngdkraften, ljuset och lufttillförseln.

Tyngdkraften avlägsnar tyngre uppslammade ämnen genom de enskilda kornens sedimentering ävensom kolloida och lättare uppslammade ämnen genom avsättning av flockade eller koagulerade massor.

Ljuset bleker färger och gynnar assimilationen, varigenom vattnets halt av syre ökas och dess halt av kolsyra minskas (fotosyntes).

Lufttillförseln ökar syrehalten genom absorption från atmosfären. Den avlägsnar kolsyra och andra från sönderdelningsprocesser härrörande gaser genom att utdriva dem till atmosfären.

Kemiska krafter. De viktigaste i självreningen deltagande kemiska krafterna äro oxidation och reduktion. Kemisk koagulering bidrager därjämte i mindre grad.

Oxidation överför under förbrukning av syre uppslammade och lösta organiska ämnen till mineraliska ämnen, relativt stabila organiska ämnen eller gaser. Den åstadkommer utfällning av lösta mineraliska ämnen, såsom järn och mangan.

Koagulering åstadkommer utfällning av lösta eller kolloida ämnen genom flockning, framkallad av naturliga processer eller tillsättning av industriellt avloppsvatten.

Biologiska krafter. De vid den naturliga självreningen deltagande biologiska krafterna äro nära sammanhängande med näringsförhållandena hos »de levande reagenser», som påträffas i förorenade vatten.

Bakterierna angripa lösta och uppslammade organiska och mineraliska ämnen och överföra dem genom aerob eller anaerob sönderdelning till slutprodukter av enklare kemisk sammansättning.

Alger förbruka kolsyra och producera syre. De tillgodogöra sig enkla oorganiska näringsämnen vid assimilationen, varvid organisk substans uppbygges.

Protozoer livnära sig av organiska ämnen. Många arter angripa bakterier. Klorofyllförande protozoer verka på samma sätt som alger.

Rotiferer och crustacéer förtära alger och angripa protozoer.

Större vattenväxter verka på liknande sätt som algerna. Rotfasta arter tillgodogöra sig näringsämnen i bottenavlagringarna.

Större vattendjur »överarbeta» bottenavlagringarna. Insektslarver tillvarataga näringsämnen i vattnet och det avsatta slammet. Fiskar livnära sig av plankton och insektslarver.

Självreningsprocessernas ordningsföljd.

Avloppsvattenförorenings inverkan på recipienten är, såsom framgår av vad i det föregående anförts, synnerligen komplicerad. Då det gäller förorening genom vanligt kommunalt avloppsvatten, kan man emellertid iakttaga, att förändringarna i recipienten ske i en viss följd. Tydligast framträder detta, när recipienten utgöres av ett vattendrag, som mottar förorening från ett

enda utlopp. Vid starkare förorening kan man enligt KOLKWTZ urskilja följande tre zoner från kloakutloppet räknat:

1. Smutsiga (polysaproba) zonen.
2. Övergångs-(mesosaproba)-zonen.
3. Renare (oligosaproba) zonen.

I den smutsiga zonen grumlas vattnet, så att solljuset utestänges, varigenom de syrealstrande grönalgerna förkvävas. Närmast kloakutloppet, där friskt vatten tillrinner, samlas en mängd fiskar, som förtära färska föroreningar i avloppsvattnet. På något avstånd från kloakutloppet avsätter sig slam på recipientens botten. I slamlagrets yta utvecklas ofta massor av rödaktiga maskar (*Limnodrilus*, *Tubifex*) och andra organismer. Inuti slammassan ävensom i vattenmassan utvecklas en enorm mängd bakterier och andra mikroorganismer, vilka sönderdela de organiska ämnena i enklare föreningar. Dessa oxideras genom inverkan av andra mikroorganismer, vilka härvid taga i anspråk det i vattnet lösta luftsytet. Den smutsiga zonen kännetecknas därför på en viss sträcka närmast kloakutloppet av avtagande syrehalt. Den uppkomna syrebristen motverkas emellertid genom syreupptagning från luften. Vid ej alltför stark förorening uppnås jämvikt, innan luftsytethalten i vattnet nedgått till den gräns, under vilken fiskar och andra högre vattendjur icke kunna leva. I svårare fall förtäres allt det i vattnet lösta syret, vilket har till följd, att den anaeroba sönderdelningen eller förruttelsen begynner. Denna försiggår under medverkan av sådana mikroorganismer, huvudsakligen anaeroba bakterier, som för sin existens äro oberoende av tillgång till fritt syre. Utvecklingen av högre växter och alger hämmas eller förkvävas; de vid den anaeroba sönderdelningen uppkommande reaktionsprodukterna äro nämligen till en del växtgifter (svavelväte). Halten av kolsyra och ammoniak är hög. Nitrat saknas. Efter hand uppnås dock även i detta fall en punkt, då syreupptagningen blir större än syreförbrukningen, och vattnet börjar då ånyo bliva syrehaltigt, vilket småningom har till följd att livet i recipienten återställles. Recipienten tillfrisknar.

Amerikanska forskare uppdelade den smutsiga zonen i två zoner, kallade försämringszonen (zone of degradation) och zonen för aktiv sönderdelning (zone of active decomposition) (*fig. 4*). Den förstnämnda anses sträcka sig till den punkt, där vattnets syrehalt nedgått till 40 % av mättningsvärdet, under det att den andra zonen anses omfatta den sträcka, inom vilken syrehalten understiger 40 % av mättningsvärdet.

Detta skulle således innebära, att den smutsiga zonen sträcker sig icke blott från kloakutloppet till den ovannämnda jämviktspunkten, där syreförbrukningen och syretillförseln hålla varandra i jämvikt, utan även nedströms om denna punkt, där syretillförseln överväger, ända till den punkt av recipienten, där dennas syrehalt åter uppnår 40 % av mättningsvärdet.

På den smutsiga zonen följer övergångszonen, vilken nära överensstämmer med de amerikanska forskarnas återhämtningszon (zone of reco-

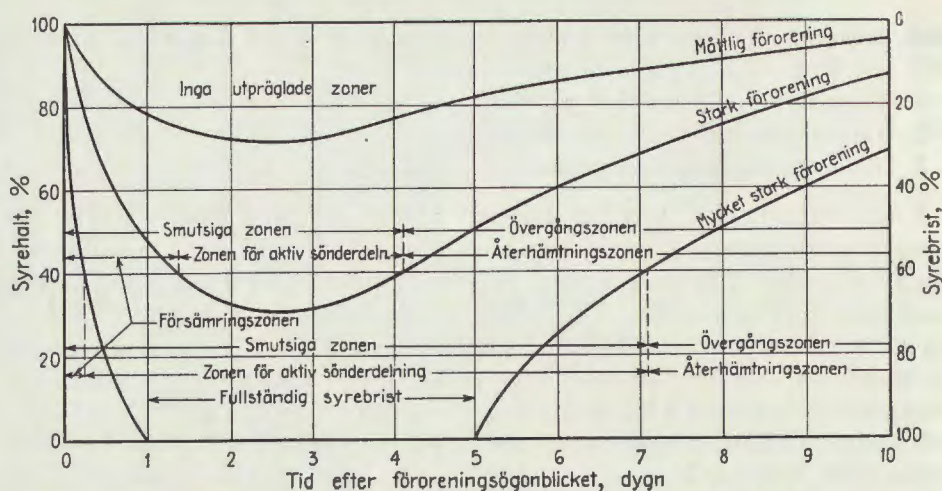


Fig. 4. Föroreningszoner i ett vattendrag vid olika stark förorening. Ohio River nedströms om Pittsburgh. Efter U. S. Public Health Service.

vey). I denna zon har syrehalten ånyo blivit tillräckligt hög för att medge en rik utveckling av aeroba mikroorganismer. Sönderdelningen av den organiska substansen sker under aeroba förhållanden, och assimilationen genom klorofyllförande alger och högre vattenväxter blir livlig. I övergången till denna zon uppträda typiska avloppsvattenbakterier, såsom *Sphaerotilus natans*, *Leptomitus lacteus* m. fl., ävensom ciliater, t. ex. *Carchesium*, och svavelsvampar, såsom *Beggiatoa alba* och *Thiotrix nivea*. Gröna växter bidraga till syretillförseln genom fotosyntes. I kemiskt hänseende kännetecknas denna zon av mineralisering och oxidation av slutprodukter, såsom ammoniak, svavel och kol, till resp. nitrit, sulfat och koldioxid.

I den renare zonen sker den slutliga övergången till naturlig renhet. Vattnet klarnar och erhåller ett tilltalande utseende. Det kan dock alltjämt innehålla patogena bakterier.

De olika föroreningszonerna äro icke skarpt åtskilda, utan övergå omärkligt i varandra och äro därjämte underkastade ständiga växlingar och förändringar efter årstiderna och de hydrologiska förhållandena i recipienten. Under sommaren, då vattentemperaturen är hög och livsprocesserna i vattnet äro livliga, äro de olika zonerna mest utpräglade. Vid måttlig förorening komma de ej alls eller endast i ringa omfattning till synes (fig. 4). I starkt förorenade vattendrag däremot kan vattnet bli förskämt på kilometer- eller milslånga sträckor.

Biologiska krafter vid självreningen.

Såsom framgår av vad ovan anförts sker sönderdelningen av de organiska föroreningarna i recipienten under inverkan av biologiska krafter, i första hand av de bakterier, som i naturen förekomma i vattnet och luften, samt

av dem, som tillföras recipienten med avloppsvattnet. Men även andra mindre organismer, såsom urdjur (protozoer), alger, svampar, kräftdjur, maskar o. s. v. bidra till nedbrytningen av de organiska föroreningarna.

Bakterier.

Bakterierna äro encelliga organismer, som anses böra räknas till växtriket och äro närbesläktade med de vanliga blågröna algerna (Cyanophyceae m. fl.). Deras livsytringar äro dock ofta sådana, att de kunna anses stå på gränsen till djurriket. De uppvisa en utomordentlig rikedom på arter, vilka ännu icke på långt när äro klassificerade. Genom odling i lämpliga näringssubstrat kunna bakterier skiljas från varandra, och framställas i rena kulturer. Näringssubstraten kunna vara lösningar (buljong eller andra näringslösningar) eller beredas i fast form genom tillsats av gelatin eller agar till en näringslösning.

Till formen utgöra bakterierna stavformiga, runda, trådformiga eller spiralvridna kroppar (*fig. 5 och 6*). Många bakterier äro försedda med flimmerhår och ha därför en viss rörelseförmåga.

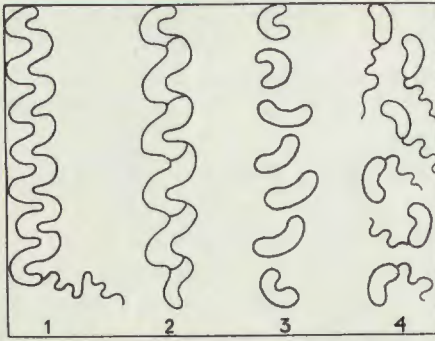
Det stora flertalet bakterier har en längd av 0·0005—0·008 mm och en tjocklek av c:a 0·0005 mm. En droppe vatten kan därför utan svårighet innehålla 100 miljoner bakterier.

En bakteriecell omgives av en tunn cellhinna, som är försedd med en mängd fina porer. I det inre är bakterien helt fylld med en levande, slemmig substans, kallad protoplasma (*fig. 7a*). Cellhinnan är genomtränglig för vatten och ämnen i äkta lösning, t. ex. socker och salt, vilkas smådelar äro mindre än diametern hos cellhinnans porer. Den kan däremot icke genomsläppa fasta olösta ämnen, kolloider eller högmolekylära organiska ämnen, vilkas partikelstorlek är större än pordiametern. För att kunna förtära dessa ämnen har bakterien förmåga att genom porerna utsända ämnen, e n z y m e r, som genom katalys åstadkomma nedbrytning av de högmolekylära ämnena till sådana enklare sammansatta komponenter, som kunna passera genom cellväggens porer (*fig. 7b*).

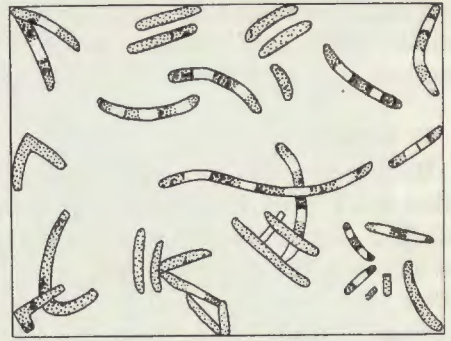
Dessa utanför cellen verksamma enzymer kallas *hydrolaser*. Även inuti cellen finnas enzymer, s. k. *desmolaser*, vilka sörja för oxideringen av de genom cellväggen upptagna ämnena under frigörande av den för cellens livsverksamhet erforderliga energien.

Bland hydrolaserna kunna nämnas *lipaser*, som sönderdela fett i glycerin och fettsyror, *proteaser*, som nedbryta äggviteämnen till aminosyror samt *karbohydraser*, som omvandla komplexa kolhydrater till enklare sockerarter.

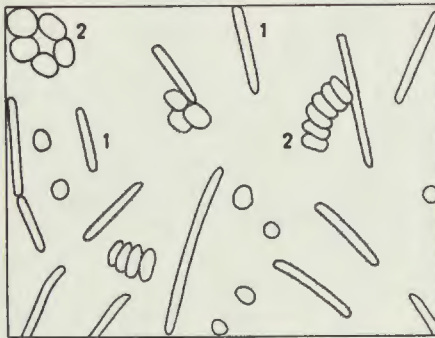
Bakteriens näringsupptagande anses ske under inverkan av det osmotiska trycket. Så länge saltkoncentrationen inuti bakteriens cellmassa är högre än i vattnet utanför cellen, strävar vattnet att intränga i cellen och att hålla denna fylld under ett visst övertryck. Detta normala tillstånd benämnes *turgor*. Om däremot saltkoncentrationen skulle bliva högre utanför än inuti bakterien, kommer denna att förlora vatten och skrupnlar, vilket



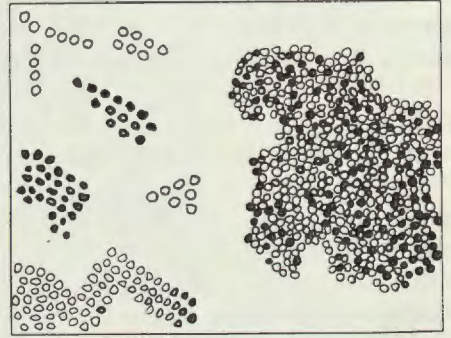
a. *Bacillus cholerae asiaticae*. 1—4. Utvecklingsstadier från spirill till kommbacill.



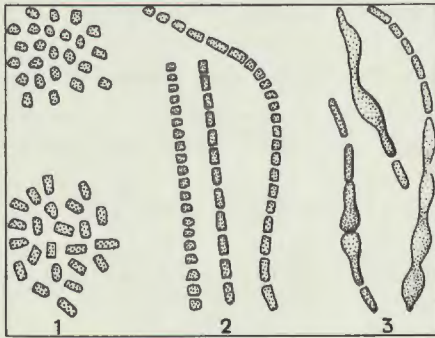
b. *Bacillus tuberculosis*. C:a 4 000 ×.



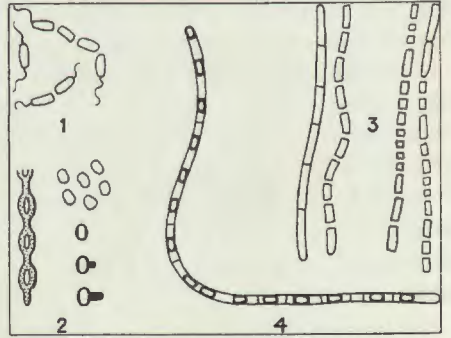
c. *Bacillus anthracis* (mjältbrandsbacill). 1. Baciller. 2. Röda blodkroppar.



d. Mikrokokker, mer eller mindre hopgyttade. Rikligt förekommande vid de flesta förruttnelseprocesser. C:a 2 000 ×.



e. *Bacterium aceti* (ättiksyrebakterie). C:a 900 ×. 1. Mikrokokker. 2. Normala former. 3. Missbildade former.

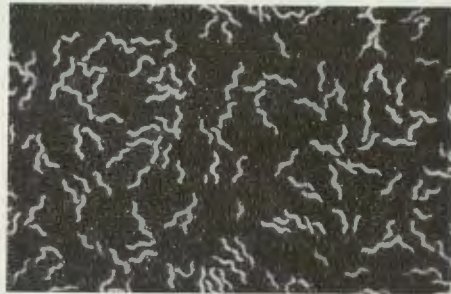


f. *Bacillus subtilis* (höbacill). 1. Fritt rörliga. 2. Sporer. 3. Trådformade under delning. 4. Trådformade med sporer.

Fig. 5. Exempel på allmänt kända bakterier. Efter Sir E. RAY LANKESTER.



a. Tyfusbaciller.



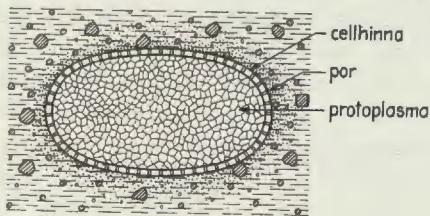
b. Spiriller i kloakvatten.

Fig. 6. Levande bakterier i mikrofotografi. Efter Sir E. RAY LANKESTER.

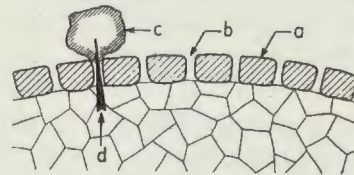
har till följd att dess livsverksamhet nedsättes eller upphör. Detta fenomen benämnes *plasmolys* och förklarar vissa egendomliga driftstörningar, som kunna förekomma vid biologiska reningsanläggningar, där avloppsvattnet kan bli förorenat av salthaltigt industriellt avloppsvatten e. dyl. Så är t. ex. redan en koksalthalt av 1 % hos vattnet i en röt-kammare tillräcklig för att märkbart nedsätta sönderdelningshastigheten.

Bakterierna föröka sig vanligen genom *delning*. Detta tillgår så, att modercellen börjar avsmalna på mitten och småningom avdelas i två dotterceller. En sådan celldelning hinner ofta fullbordas under en tid av 30 minuter. Om inga krafter hindrade fortplantningen, skulle således en enda bakterie under 24 timmar kunna ge upphov till c:a 300 miljarder nya individer.

Vissa bakterier kunna fortplanta sig medelst *sporer*, d. v. s. en mindre kulförmig bildning, som uppkommer inuti bakterien och fortlever då cellen dör. Sporerne äro i jämförelse med bakterierna ytterst motståndskraftiga mot temperaturförändringar och kunna exempelvis uthärda flera tim-



- lösta svävande ämnen
- ⊗ kolloider, kunna ej genomtränga cellhinnnan
- ⊘ lösta ämnen, genomtränga cellhinnnan
- ⊙ gaspartiklar " "



- a = cellhinnna
- b = por
- c = svävande partikel
- d = enzym

a. Bakterien svävar i vatten, omgiven av näringsämnen av olika storlek och art.

b. Bakterien upplöser en partikel medelst enzym.

Fig. 7. Schematisk framställning av bakterie. Efter H. BACH.

mars kokning utan att dö. De flesta sjukdomsalstrande bakterier äro icke sporbildande.

Många bakterier leva och utveckla sig i havsvatten med en temperatur av 0° C. Under $+ 10^{\circ}$ C är bakteriernas verksamhet annars i allmänhet nedsatt. Bakterierna kunna dock i regel uthärda mycket låga temperaturer, t. o. m. temperaturen hos flytande väte, $- 252^{\circ}$ C, utan att skadas. De i vattnet förekommande bakterierna trivas vanligen bäst mellan 15° och 35° C. Tarmbakterierna (*Bacterium coli m. fl.*) hos människan föredra en temperatur av 37° C. Andra bakterier finna sina bästa livsbetingelser vid 45° — 55° C och t. o. m. i heta källor med en temperatur av upp till 72° C har man påträffat bakterier. De flesta bakterier dödas emellertid, om temperaturen höjes till 55° C. Alla icke sporbildande eller inkapslade bakterier dödas nästan ögonblickligen i kokande vatten (100° C).

Såsom tidigare nämnts kunna vi icke ännu indela bakterierna i väl definierade arter och familjer. Efter olika grunder kunna de dock uppdelas i vissa större huvudgrupper. Med avseende på livsbetingelserna bruka de exempelvis indelas i saprophyter, som livnära sig av döda organiska ämnen, och parasiter, som leva i levande substans.

De i recipientens självreningsprocesser deltagande bakterierna kunna efter sitt förhållande till luftsyret indelas i *aeroba* och *anaeroba*. De *aeroba* bakterierna äro sådana, som för att kunna leva fordra tillgång till löst syre i vattnet. Syret absorberas genom cellhinnan tillsammans med näringsämnena och utför sitt oxidationsarbete inne i bakterien. De *anaeroba* bakterierna ha förmågan att ur de uppsugna näringsämnena genom reduktion utvinna det syre, som även de — liksom alla levande varelser — behöva för sin livsverksamhet, men de anses icke kunna fördraga närvaron av fritt syre. Vissa *aeroba* bakterier kunna växa även under *anaeroba* förhållanden och kallas fördenskull *fakultativa anaerober*.

Utruttningen av kloakslam sker successivt under inverkan av många olika slags bakterier, av vilka varje art svarar för ett visst steg i sönderdelningen. Som exempel må nämnas sönderdelningen av de komplexa äggviteämnena (*proteider*), vilka till en början av en viss bakterieart nedbrytas i enklare äggviteämnen (*ptomainer*). Några av dessa äro ytterst giftiga för människan. Denna sönderdelning är luktfri. En ny klass av bakterier fortsätter sönderdelningen under utveckling av bl. a. ytterst illaluktande och giftiga ämnen (*indol*, *skatol*, *merkaptan* etc.). Andra bakterier uppdelar nu dessa ämnen i huvudsakligen *metan*, *kolsyra*, *ammoniak* och *svavelväte*. Hit hör exempelvis den bakterie (*Micrococcus urei*), som åstadkommer den *ammoniakaliska* sönderdelningen av urin (se nedan). *Ammoniaken* överföres därefter genom inverkan av *nitritbakterier* till *nitrit*, som därpå slutligen av *nitratbakterier* oxideras till *nitrat*.

Endast tre arter av kvävebakterier äro kända. Två av dessa äro *nitritbakterier*. *Kvävebakterierna* äro rent *aeroba* bakterier, som icke kunna skaffa sig syre genom reduktion av organiska ämnen utan måste ha tillgång till syrehaltigt vatten.

massa, i vilken varje enskild bakterie under de angivna tiderna hinner föröka sig i sådan grad, att med blotta ögat eller med lupp iakttagbara kolonier bildas.

Bacterium coli-provet baserar sig på det förhållandet, att denna organism förjäser mjölksocker eller laktos under utveckling av vätgas och kolsyra,

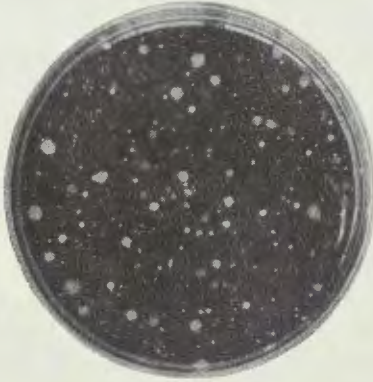


Fig. 8. Kolonier av *B. coli* på köttpeptongelatinplatta vid 18—20° C under 10 dygn. Efter H. Huss.

varvid provet eventuellt samtidigt får sur reaktion. Gasutveckling är därför ett tecken på den sannolika (eng. presumptive) förekomsten av *B. coli*. Genom försök med ett visst antal olika utspädningar kan det sannolika antalet coli-bakterier per cm^3 beräknas medelst sannolikhetskalkyl.

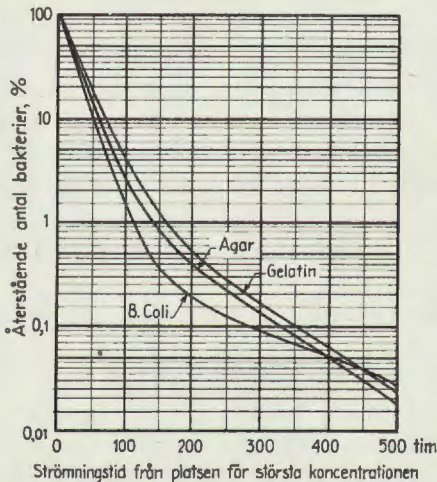


Fig. 9. Bakteriantalets avtagande i Ohio River mellan Cincinnati och Louisville 1914—1916 enligt de 3 vanliga undersökningsmetoderna.

Efter FROST och STREETER.

De olika bakteriebestämningarna ge i regel förhållandevis ganska överensstämmande värden (fig. 9), vilket antyder, att de olika bakteriearterna kunna vara i samtidig verksamhet inom den förorenade vattenmassan, trots att sönderdelningen av de organiska smådelarna som nämnt sker i en viss följd.

Bakteriernas fiender.

Den enormt hastiga bakterieutvecklingen begränsas av högre stående organismer, vilka dels förtära organiska ämnen, som bakterierna icke förmå sönderdela, dels livnära sig av bakterierna. Hit höra massor av urdjur (protozoer), bland vilka må nämnas toffeldjuret och klockdjuret, liksom talrika arter av små maskar m. m. Urdjuren skilja sig från bakterierna bl. a. därigenom att de oftast äro försedda med munöppning och analöppning.

Flertalet av dessa djur måste ha tillgång till syrehaltigt vatten och saknas därför i bottenlammet.

Urdjuren i sin ordning förtäras av smärre kräftdjur, maskar, fluglarver o. s. v., vilka i sin tur utgöra föda för fiskar, vattenfåglar m. fl.

Biokemisk syreförbrukning i recipienten.

De sönderdelbara organiska ämnenas överförande till stabil form genom aerob bakterieverksamhet äger rum under förbrukning av syre. Den syremängd, som därvid förbrukas under viss tid och vid viss temperatur, kallas den biokemiska syreförbrukningen (BS). Denna har visat sig vara det bästa f. n. kända måttet för bedömande av avloppsvattnets förorenande inverkan i recipienten och har sedan ett par decennier varit föremål för vattenkemisternas undersökningar.

Det har visat sig, att den biokemiska syreförbrukningen har ett lagbundet förlopp, varigenom den kan göras till föremål för matematiska beräkningar. *Fig. 10* åskådliggör den biokemiska syreförbrukningens typiska för-

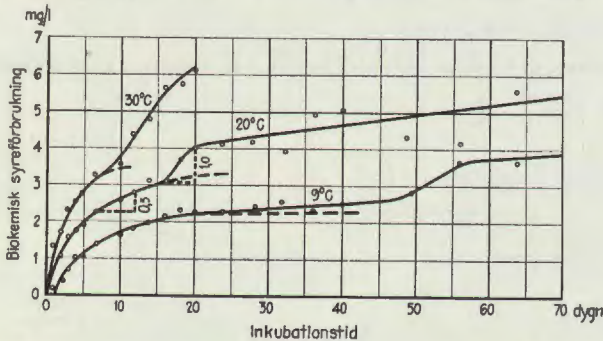


Fig. 10. Den biokemiska syreförbrukningens typiska förlopp vid 9, 20 och 30° C. Efter E. THERIAULT.

lopp. Kurvorna visa, att de organiska ämnenas sönderdelning försiggår i två tydligt skilda skeden, av vilka det första kallas kolsyreskedet, enär kolsyra därunder är den huvudsakliga sönderdelningsprodukten, och det andra nitrifieringsskedet, emedan förvandlingen av ammoniak till nitrit och nitrat då äger rum.

Den totala mängd syre, som vid viss förorening av recipienten förbrukas under kolsyreskedet, kallas recipientens biokemiska syrebehov.

Detta syrebehov har visat sig nära överensstämma med den i laboratoriet bestämda motsvarande syreförbrukningen. Den efterföljande syreförbrukningen under nitrifieringsskedet torde vid den i naturen försiggående sönderdelningen vara av mindre betydelse, dels emedan detta skede inträder mycket långt efter det föroreningen ägt rum, dels emedan den under kolsyreskedet bildade ammoniak till stor del oskadliggöres genom rent kemiska processer eller avgår till atmosfären.

En matematisk undersökning av syreförbrukningskurvorna har givit till resultat, att syreförbrukningens hastighet under kolsyreskedet i varje ögonblick är proportionell mot den mängd osönderdelade ämnen, som finnes kvar i vattnet. Syreförbrukningen har således samma förlopp som en monomolekylär reaktion och kan därför uttryckas matematiskt genom den av WILHELMY år 1850 uppställda ekvationen

$$\frac{dX}{dt} = k_1 (L_0 - X) \dots \dots \dots (1)$$

där t = tid för syreförbrukningen, i dygn;

X = syreförbrukning under tiden t , i mg/l;

L_0 = ursprunglig mängd organiska ämnen i recipienten, uttryckt såsom biokemisk syreförbrukning, i mg/l;

k_1 = en syreförbrukningskoefficient (hastighetskoefficient), vars storlek är beroende av vattentemperaturen.

För kommunalt avloppsvatten har syreförbrukningskoefficienten k_1 vid 20° C värdet 0.23. Vid andra temperaturer kan den beräknas enligt formeln

$$k_1 = 0.0918 \cdot 1.047^T \dots \dots \dots (2)$$

där T = vattentemperaturen, i C°.

Syreförbrukningen under viss tid beräknas genom integrering av ekv. (1) erhålla värdet

$$X = L_0 (1 - e^{-k_1 t}) \dots \dots \dots (3)$$

Ekvationen åskådliggöres av *fig. 11*.

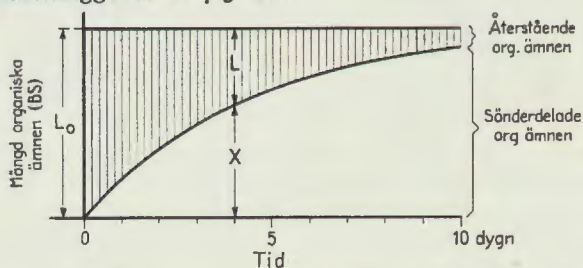


Fig. 11. Den biokemiska syreförbrukningens förlopp vid 20° C och momentan förorening, enligt ekv. (3).

Vid laboratoriebestämning av den biokemiska syreförbrukningen brukar man använda en inkubationstid av 5 dygn vid 20° C. Insätts dessa värden i ekv. (3), erhålles

$$X = 0.68 L_0 \dots \dots \dots (4)$$

eller praktiskt taget $\frac{2}{9}$ av den totala biokemiska syreförbrukningen under kolsyreskedet.

På samma sätt beräknas syreförbrukningen under 20 dygn uppgå till

$$X = 0.99 L_0 \dots\dots\dots (5)$$

På grund härav anses den biokemiska processen under kolsyreskedet vid 20°C vara fullt genomförd på 20 dygn.

Den mot L_0 svarande totala syreförbrukningen är identisk med det ovan definierade biokemiska syrebehovet.

Eftersom sålunda den biokemiska syreförbrukningens storlek är beroende i främsta rummet av den efter föroreningsögonblicket förflutna tiden och därjämte av vattentemperaturen, bör varje uppgift om den förra åtföljas av uppgift jämväl om de båda senare, t. ex. 600 mg/l BS 20d 20° . Användes för korthetens skull endast beteckningen BS, avses därmed BS 5d 20° .

Vissa industriella avloppsvatten ha vid sidan av den biokemiska syreförbrukningen även en kemisk syreförbrukning (KS), vars hastighet i varje ögonblick är proportionell mot den mängd oxiderbara ämnen, som finnes kvar i vattnet. En med industriellt avloppsvatten förorenad recipient har därför ett motsvarande kemiskt syrebehov.

Den sammanlagda biokemiska och kemiska syreförbrukningen kan fördenskill enligt STREETER uttryckas genom ekvationen

$$X = L_{ob} (1 - e^{-k_{1b}t}) + L_{ok} (1 - e^{-k_{1k}t}) \dots\dots\dots (6)$$

där L_{ob} = ursprunglig mängd biokemiskt oxiderbara ämnen i recipienten, uttryckt i total BS, i mg/l;

L_{ok} = ursprunglig mängd kemiskt oxiderbara ämnen i recipienten, uttryckt i KS, i mg/l;

k_{1b} = den biokemiska syreförbrukningskoefficienten = k_1 i ekv. (1);

k_{1k} = den kemiska syreförbrukningskoefficienten.

Den kemiska syreförbrukningen sker i regel avsevärt hastigare än den biokemiska syreförbrukningen. Så är exempelvis för sulfitlut $k_{1k} = \text{ca } 4$, varav följer att den kemiska syreförbrukningens hastighet är $4 : 0.23 = \text{ca } 17$ ggr så stor som den biokemiska syreförbrukningens. Reaktionen är således praktiskt taget fullbordad redan under loppet av 1 dygn. Den kemiska syreförbrukningen kallas därför även den omedelbara syreförbrukningen.

Under nitrifieringsskedet är syreförbrukningen proportionell icke endast mot den kvarvarande mängden oxiderbar substans utan även mot den mängd som oxiderats. En dylik s. k. autokatalytisk process kan i analogi med ekv. (1) uttryckas genom ekvationen

$$\frac{dX}{dt} = k_1 (L_0 - X) + k (L_0 - X) X \dots\dots\dots (7)$$

Härav erhålles genom integrering

$$X = \frac{L_0 k_1 (e^{(k_1 + kL_0)t} - 1)}{k_1 e^{(k_1 + kL_0)t} + L_0 k} \dots\dots\dots (8)$$

Man ser denna ekvation skriven även under formen

$$t = \frac{1}{k_1 + kL_0} \ln \frac{L_0 (kX + k_1)}{k_1 (L_0 - X)} \dots \dots \dots (9)$$

Den autokatalytiska processen har ännu icke tillräckligt beaktats inom avloppsvattenbehandlingen, ehuru man har anledning förmoda, att förutom syreförbrukningen under nitrifieringsskedet sådana viktiga förlopp som den anaeroba sönderdelningen (t. ex. i röt-kammare), nitrifieringen vid avloppsvattenrening med aktivt slam, bakterieavdöendet i recipienten m. fl. kunna beskrivas därigenom.

Även andra s. k. högre katalytiska reaktioner, t. ex. den bimolekylära reaktionen enligt ekvationen

$$\frac{dX}{dt} = k (L_0 - X)^2 \dots \dots \dots (10)$$

torde sannolikt delta i lithörande biokemiska processer.

I verkligheten förekommer det ofta, att en recipient utsättes för en oavbrutet fortgående avloppsvattenförorening. Detta är i viss mån fallet med en sjö, där den i sjöns bäcken inneslutna vattenmassan ständigt på nytt mottar ett visst tillskott av föroreningar, till skillnad från ett vattendrag, där den del av vattenmassan, som just passerar kloakutloppet, mottar en momentan förorening, vilken därefter icke upprepas. Sättes m_1 = den biokemiska syreförbrukningen hos den till recipienten per tidsenhet kontinuerligt tillförda mängden organiska ämnen, i mg/l-d, erhålles enligt ekv. (1)

$$X = m_1 t - \frac{m_1}{k_1} (1 - e^{-k_1 t}) \dots \dots \dots (11)$$

Den efter förloppet av tiden t i recipienten befintliga mängden organiska ämnen L blir då

$$L = m_1 t - X = \frac{m_1}{k_1} (1 - e^{-k_1 t}) \dots \dots \dots (12)$$

För $t = \infty$ erhålles

$$L = \frac{m_1}{k_1} \dots \dots \dots (13)$$

vilket således representerar den konstanta halten av organiska ämnen i vatt-net efter uppnått jämviktstillstånd. Förloppet åskådliggöres av *fig. 12*.

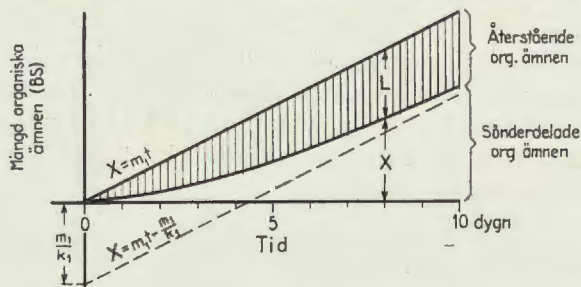


Fig. 12. Den biokemiska syreförbrukningens förlopp vid 20° C och kontinuerlig förorening, enligt ekv. (11).

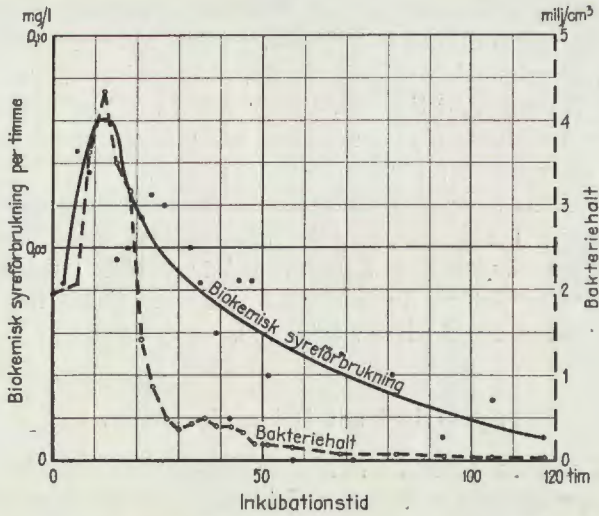


Fig. 13. Samband mellan biokemisk syreförbrukning och bakteriehalt.
Efter E. THERIAULT.

I de ovanstående ekvationerna ingår icke vattnets luftsyrehalt. Syreförbrukningen fortgår nämligen praktiskt taget oberoende härav, varav man »kanske vågar se ett bevis på naturens strävan att till det yttersta fullfölja en aerob sönderdelning av de mänskliga avfallsprodukterna».

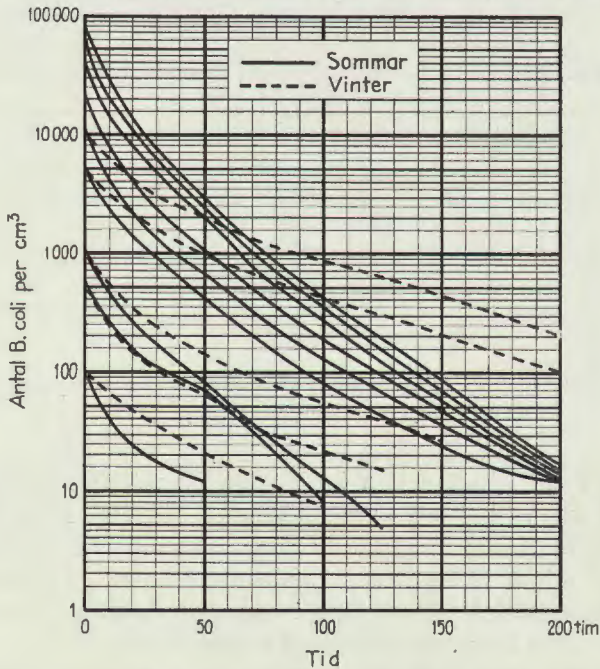


Fig. 14. Bakteriehaltens avtagande med tiden vid lika begynnelsemaximum och under olika årstider.

Eftersom syreförbrukningen är en följd av bakteriernas verksamhet, är det naturligt, att ett samband bör finnas mellan antalet bakterier och syreförbrukningen. Verkställda mätningar ha också visat, att så är förhållandet. Av *fig. 13* framgår, att tidpunkten för största bakteriehalten och största syreförbrukningen sammanfalla, men att båda dessa maxima inträffa först några timmar efter det att föroreningen ägt rum.

Vid låg temperatur sker som nämnt sönderdelningen långsammare än vid högre temperatur. Då bakterieantalet bör vara proportionellt mot halten av sönderdelbara organiska ämnen, måste också bakterieantalet avta långsammare under vintern än under sommaren. Detta har bekräftats av undersökningar bl. a. i Ohio River (*fig. 14*).

Syretillförsel till recipienten.

Förhållandet mellan syreförbrukningen hos avloppsvattnet efter en viss tidpunkt och syretillgången i det utspädande vattnet i recipienten kallas syrebalansen. Så länge syretillgången är tillräcklig, kunna svårare olägenheter av föroreningen i form av fiskdöd, dålig lukt m. m. icke uppstå, och syrebalansen är därför sannolikt det bästa måttet på den avloppsvattenförorening, som recipienten utan olägenhet kan mottaga.

Luftsytets löslighet i rent vatten är beroende av temperaturen, såsom framgår av *fig. 15*. Vid 20° C kan vattnet ur luften lösa 9·17 mg/l och vid 0° C

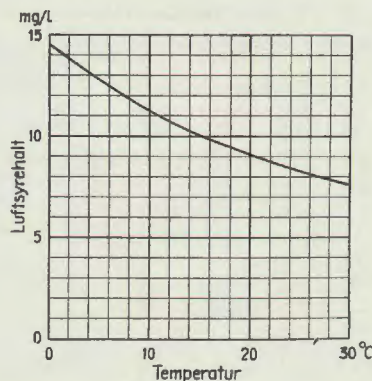


Fig. 15. Luftsytets löslighet i rent vatten vid varierande temperatur och 760 mm Hg.

14·6 mg/l syre. I salthaltigt vatten är lösligheten mindre. Exempelvis är i havsvatten med 3·5 % koksalt syrets löslighet vid 20° resp. 0° C endast 7·29 resp. 11·1 mg/l. Några olägenheter anses icke inträda, så länge luftsyrehalten uppgår till minst 40 % av dessa mättningsvärden. Vid 20° C får man således av syremagasinet i vattnet taga i anspråk intill c:a 5 mg/l, förutsatt att recipientens vatten före föroreningen är rent.

Vanligt kommunalt avloppsvatten har vid 20° C en total biokemisk syre-

förbrukning under kolsyreskedet av 300—500 mg/l, beroende på avloppsvattnets koncentration. Först vid 100-faldig utspädning i recipienten nedgår således syrebehovet hos det förorenade vattnet till ett värde, som motsvarar den vid 20° C i bästa fall disponibla syremängden.

Den av föroreningen förorsakade minskningen av syrehalten i vattnet söker emellertid naturen motverka genom tillförsel av syre till vattnet, huvudsakligen genom:

1. Syreupptagning ur luften.
2. Syrealstring av gröna och blågröna alger (fotosyntes).
3. Tillflöde av friskt vatten från bivattendrag.

Av dessa tre syrekällor är den förstnämnda i regel den viktigaste. Den träder i verksamhet först så snart vattnets syrehalt understiger mättningsvärdet, under det att de båda andra ständigt i högre eller lägre grad tillföra recipienten syre.

Syreupptagningen ur luften följer därjämte vissa matematiska lagar och kan därför i likhet med syreförbrukningen göras till föremål för beräkning. Den är beroende av flera faktorer, såsom syrebristen i vattnet, vattenmassans storlek, vinden, strömhastigheten, vattendjupet, föroreningar på vattenytan o. s. v. Under oförändrade förhållanden gäller, att syreupptagningens storlek i varje ögonblick är proportionell mot syrebristen i vattnet, d. v. s. kan uttryckas matematiskt genom ekvationen

$$\frac{dY}{dt} = -\frac{dD}{dt} = k_2 D \dots\dots\dots (14)$$

där t = tid för syreupptagningen, i dygn;

Y = syreupptagning under tiden t , i mg/l;

D = syrebrist efter förloppet av tiden t , i mg/l;

k_2 = en syreupptagningskoefficient, vars storlek liksom syreförbrukningens är beroende av vattentemperaturen, men därjämte av vattnets strömningshastighet, vattendjupet, vindstyrkan m. m.

Syreupptagningskoefficienten är beroende av temperaturen på liknande sätt som syreförbrukningskoefficienten (ekv. 2). Om man känner värdet på k_2 vid 20° C, kan man beräkna motsvarande värde på k_2 vid temperaturen T enligt formeln

$$k_{2(T)} = 0.729 \cdot k_{2(20)} \cdot 1.0159^T \dots\dots\dots (15)$$

Vid undersökning av olika sträckor av floderna Ohio River och Illinois River fann man som medelvärde $k_{2(20)} = 0.55$.

Enligt ekv. (14) bör ett ungefärligt värde på k_2 åtminstone för ett vattendrag kunna beräknas ur ekvationen

$$k_2 = \frac{1}{D} \cdot \frac{dY}{dt} = \frac{1}{D} \cdot \frac{V_s}{h} \dots\dots\dots (16)$$

där V_s = syreupptagningen genom vattenytan per tidsenhet, i g/m²·d;

h = vattendragets medeldjup, i m.

Med stöd av ovan angivna uttryck för syreförbrukning (ekv. 1) och syreupptagning (ekv. 14) kan man studera syrebristen i en av avloppsvatten förorenad recipient, som erhåller syretillförsel uteslutande genom syreupptagning ur luften.

Emedan syreupptagningen ur luften genom vattenytan som nämnt är proportionell mot syrebristen i vattnet, kan den framställas som en rät linje (fig. 16). I en sjö kan man dessutom alltid räkna med ett visst syretillskott från syrealstrande alger. Enligt IMHOFF bör detta syretillskott med viss säkerhet kunna beräknas uppgå till 0.5 à 1 g/m².d men det avtar mot noll samtidigt med inträdande fullständig syrebrist.

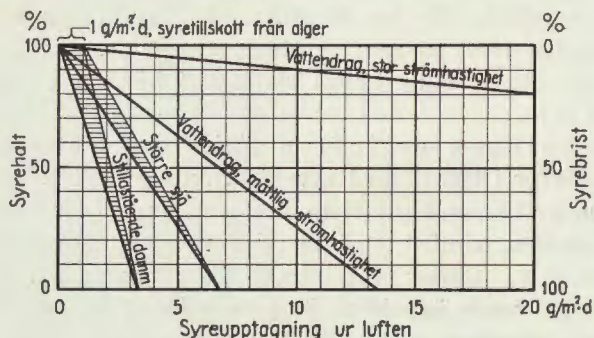


Fig. 16. Syretillförsel till recipienten genom syreupptagning ur luften och från alger.

Syreupptagningen genom vattenytan kan endast uppskattningsvis anges. Följande ungefärliga värden på syreupptagningens hastighet V_s vid 40 % syremättningsgrad i recipienten kunna anses gälla:

Stillastående damm	1— 2 g/m ² .d
Större sjö	2— 4 „
Vattendrag med måttlig hastighet.....	4— 8 „
„ „ stor „	10—50 „

Beräkning av syrebalansen i recipienten.

Syrebristens förändring under tidsintervallet dt är

$$dD = dX - dY \dots\dots\dots (17)$$

Denna ekvation ligger till grund för alla beräkningar av luftsyrebristen i en recipient. Såsom ett exempel på dess användning undersöks nedan det enkla fallet, att recipienten, vars vatten förutsättes vara syremättat, vid en viss tidpunkt utsättes för en momentan kloakvattenförorening L_0 och att därefter ingen ytterligare förorening tillkommer.

Genom insättning av värdet på dX enligt ekv. (3) i grundkv. (17) erhålles

$$\frac{dD}{dt} + k_2D - k_1L_0e^{-k_1t} = 0 \dots\dots\dots (18)$$

Lösningen till denna linjära ekvation är

$$D = e^{-k_2 t} \left(C + \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} e^{(k_2 - k_1)t} \right) \dots \dots \dots (19)$$

För $t = 0$ är syrebristen $D = 0$, varför

$$C = - \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1}$$

vilket värde efter insättning ger

$$D = - \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) \dots \dots \dots (20)$$

Denna ekvation är giltig för alla värden på k_1 och k_2 . Vanligen är $k_2 > k_1$. För $k_1 = k_2$ kan ekv. (20) icke användas, enär man då erhåller ett obestämt uttryck för D , vars värde emellertid kan beräknas vara

$$D = k_1 L_0 t e^{-k_1 t} \dots \dots \dots (21)$$

Om recipientens vatten vid tiden $t = 0$ icke är mättat med syre, utan har en viss initial syrebrist D_0 mg/l, erhålles på liknande sätt som ovan

$$D = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 e^{-k_2 t} \dots \dots \dots (22)$$

Detta är den kända av amerikanerna STREETER och PHELPS år 1925 uppställda ekvationen för beräkning av syrebristen i ett av kloakvatten förorenat vattendrag. Värdet på D enligt ekv. (22) åskådliggöres grafiskt av fig. 17. Enligt denna ekvation genomförda beräkningar visa, att den största syrebristen i recipienten vanligen inträder först 2—4 dygn efter föroreningen.

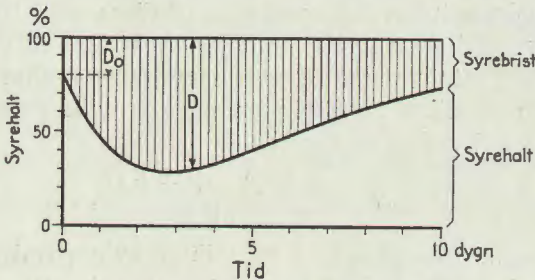


Fig. 17. Syrebristens resp. syrehaltens förändring vid momentan förorening.

Vid kontinuerlig förorening (sid. 24), då den per tidsenhet tillförda föroreningen betecknas med m_1 mg/l·d, beräknas med stöd av ekv. (17) syrebristen bliva

$$D = \frac{m_1}{k_1} (1 - e^{-k_2 t}) - \frac{m_1}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 e^{-k_2 t} \dots \dots \dots (23)$$

För $t = \infty$ erhålles

$$D = \frac{m_1}{k_2} \dots \dots \dots (24)$$

vilket värde således anger den permanenta syrebrist, som råder i den kontinuerligt förorenade recipienten. Förloppet visas grafiskt på *fig. 18*.

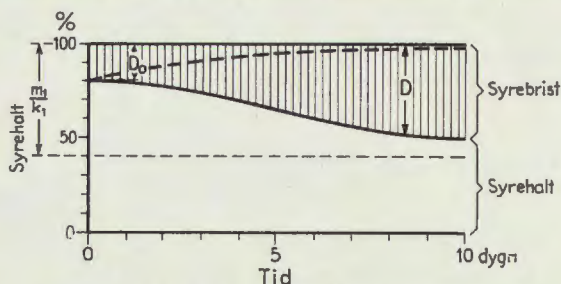


Fig. 18. Syrebristens resp. syrehaltens förändring vid kontinuerlig förorening.

Ovan angivna ekvationer ha sin huvudsakliga tillämpning vid beräkning av syrebalansen i vattendrag, i vilka utspädningen kan beräknas med tillräcklig grad av säkerhet. Vid undersökning av syreushållningen i en av kloakvatten förorenad sjö nöjer man sig vanligen med den allmänna men också mindre tillförlitliga metoden att jämföra syreupptagningen ur luften med syreförbrukningen till följd av den tillförda föroreningen.

I vårt klimat äro sjöarna isbelagda under lång tid av året, varvid syreupptagningen ur luften upphör. Den kalla årstiden kan därför stundom bli avgörande för storleken av självreningsförmågan hos en sjö. Det av kloakvattenföroreningen förbrukade syret tages därvid uteslutande ur sjövattnets syremagasin och ur det syre, som tillföres med tillrinnande friskvatten. Även algevegetationen torde kunna anses lämna ett visst syretillskott. Under förutsättning att avloppsvattnet underkastas rening genom slamavskiljning, kan den tillåtliga belastningen på en dylik frusen sjö beräknas ungefärligt enligt en ekvation av formen

$$N = \frac{(V + Q)(aV + bA)}{cV} \dots \dots \dots (25)$$

där N = den största folkmängd, från vilken avloppsvattnet kan tillföras sjön utan att skadlig syrebrist uppkommer;

A = sjöns vattenarea, i m^2 ;

V = sjöns vattenrymd, i m^3 ;

Q = friskvattentillrinningen till sjön under islägningsperioden, i m^3 ;
 a = den disponibla syretillgången i sjövattnet under islägningsperioden, i g/m^3 ;

b = den av algerna producerade syremängden under islägningsperioden, i g/m^2 ;

c = den totala föroreningen under islägningsperioden, i g BS 20d 4° per person.

Kloakslammets förorenande inverkan på recipienten.

Kloakslammets biokemiska syreförbrukning vid aerob sönderdelning kan fastställas i laboratoriet och uppgår hos vanligt kommunalt avloppsvatten till i genomsnitt 20 à 25 g BS/p-d (sid. 53, tab.). Denna siffra är emellertid icke direkt användbar för beräkning av slammets förorenande verkan i recipienten.

Vid ej alltför hög vattenhastighet avsätter sig slammet på recipientens botten, där det undergår huvudsakligen anaerob sönderdelning. Endast vid slamlagrets yta kunna aeroba bakterier vara verksamma. Undersökningar ha visat, att den aeroba sönderdelningen når endast några få millimeter ned i slammassan. De vid den anaeroba sönderdelningen bildade sönderdelningsprodukterna kunna vid efterföljande aerob sönderdelning ha avsevärt större biokemiskt syrebehov än slammet vid direkt aerob sönderdelning.

Under den kalla årstiden nedgår sönderdelningshastigheten hos botten-slammet så mycket, att större delen av det då avsatta slammet finnes osönderdelat kvar, när vattentemperaturen om våren åter börjar stiga. Den under hela året tillförda slammängden kommer därför att undergå sönderdelning huvudsakligen under den varma årstiden. Även av denna anledning kan kloakslammets förorenande verkan i recipienten vara avsevärt större än vad som svarar mot den laboratoriemässigt bestämda syreförbrukningen. Den förbättring av recipienten, som erhålles efter rening av avloppsvattnet genom slamavskiljning, är därför också ofta betydligt större än man i betraktande av enbart analysresultaten över avloppsvattnets sammansättning kunde vänta.

Industriell avloppsvattenförorening.

Industriella avloppsvatten förekomma i synnerligen varierande beskaffenhet och mängd. Efter föroreningarnas art kunna de emellertid indelas i tvenne stora grupper, nämligen organiskt och oorganiskt förorenade avloppsvatten.

Till den första gruppen räknas sådana avloppsvatten, vilkas smutsämnen äro tillgängliga för biologiska processer, under det att den andra gruppens föroreningar äro biologiskt döda.

De *organiskt förorenade industriella avloppsvattnen* åstadkomma i recipienten liknande förändringar som det kommunala avloppsvattnet. Föroreningarnas beskaffenhet är dock ofta sådan, att den särskilt gynnar utvecklingen av vissa bakterier, svampar eller alger samt undertrycker utvecklingen av andra organismer. Detta är exempelvis förhållandet med avloppsvattnen från sockerfabriker, sulfittfabriker, brännerier, garverier och mejerier.

Storleken av föroreningen hos det industriella avloppsvattnet anges stundom genom jämförelse med föroreningen hos vanligt kommunalt avlopps-

vatten. Man brukar uttrycka föroreningen hos fabriken avloppsvatten såsom den folkmängd, vars avloppsvatten under 1 dygn ger upphov till en lika stor förorening, uttryckt som biokemisk syreförbrukning. I nedanstående tabell anges några enligt amerikanska undersökningar gällande normala värden på denna folkmängdsekvivalent (ty. Einwohnergleichwert, eng. population equivalent):

Träsliperier	60	p·d	per ton	slipmassa
Sulfitfabriker	2 500	»	»	» massa
Sulfatfabriker	250	»	»	» massa
Pappersfabriker	170	»	»	» papper
Fruktkonservfabriker	170	»	»	» konserver
Stärkelsefabriker	500	»	»	m ³ majs
Mejerier	240	»	»	ton mjölk
Slakterier	70	»	»	storboskap
»	30	»	»	svin, kalv, får
Tvättinrättningar	740	»	»	ton tvättgods

Betydelsen av dessa siffror framgår av följande exempel. En sulfitfabrik av normal storlek producerar c:a 30 000 ton massa per år eller c:a 100 ton per dygn vid 300 arbetsdagar. Avloppsvattenföroreningen från en sådan fabrik motsvarar således kloakvattenföroreningen från en stad med 2 500 · 100 = 250 000 invånare, d. v. s. ungefär lika stor som Göteborg.

Tabellens värden kunna emellertid icke kritiskt användas. Den för svenska förhållanden särskilt betydelsefulla folkmängdsekvivalenten för sulfitfabriker har i U. S. A. varit föremål för upprepade undersökningar, från vilka ett antal resultat återges nedan:

	Max. p·d/t	Med. p·d/t	Min. p·d/t
Wisconsin State Board of Health 1931	6 763	2 630	1 255
» » » » » 1934	1 905	1 511	896
Warrick & Holberby 1931	—	2 326	—
» » » 1932	—	1 461	—
» » » 1934	—	1 541	—
» » » 1935	—	1 021	—
Merryfield 1936	2 400	900	—

Enligt dessa undersökningar har föroreningen från sulfitfabrikerna nedbringats, så att den numera bör motsvara en folkmängdsekvivalent, understigande i medeltal 1 000 p·d/t. Anledningen härtill uppges vara förbättrade fabrikationsmetoder, bl. a. innebärande ökad fiberåtervinning.

På samma sätt förhåller det sig med den för mejerier angivna folkmängdsekvivalenten 240 p·d/t mjölk. Vid ett rationellt drivet mejeri, där alla lågvärdiga produkter såsom vassla och kärnmjölk ävensom spillmjölk och skölvatten tillvaratagas, kan folkmängdsekvivalenten nedbringas till noll.

Såsom exempel på några av de speciella olägenheter, som industriella av-

loppsvatten innehållande organiska föroreningar kunna åstadkomma i recipienten, må nämnas följande.

Kolhydratrika avloppsvatten, t. ex. från mejerier, sockerfabriker o. dyl., ge upphov till rik svampbildning. Avloppsvattnet från en sulfatfabrik verkar på grund av sin hartssyrahalt giftigt på fisken i långt högre grad än avloppsvattnet från en sulfittfabrik. Det har nämligen visat sig, att fisk under 28 dygn utan att skadas kunnat uthärda sulfitlut i utspädning 1:200, under det att sulfatluten ännu vid en utspädning av 1:2000 åstadkommit förgiftning. Harts liksom olja i avloppsvattnet kan ge upphov till en tät hinna på recipientens yta, vilken hindrar syreupptagningen. Avloppsvatten från ulltvätterier kunna åstadkomma svåra avsättningar i ledningarna och verka högst störande vid reningsverk för avloppsvatten. Fenolhaltiga avloppsvatten kunna göra vattnet i recipienten oanvändbart för beredning av vattenledningsvatten. Vissa avloppsvatten, t. ex. från garverier, kunna innehålla patogena bakterier (t. ex. *B. anthracis*) o. s. v.

Bland *oorganiskt förorenade industriella avloppsvatten* må nämnas gasverk, som kunna avleda ammoniakhaltigt avloppsvatten eller, vid ammoniakåtervinning, starkt kalkhaltiga avloppsvatten, metallvarufabriker, som kunna avleda starkt sura, på vanliga avloppsledningar frätande avloppsvatten eller metallhaltiga t. ex. kopparhaltiga avloppsvatten, vilka verka som gifter för mikroorganismer och därför bl. a. kunna inverka störande i slamrötkammare och biologiska reningsanläggningar, anrikningsverk, vilkas avloppsvatten äro starkt slamhaltiga, verka uppgrundande och äro skadliga för fisket, mjukgöringsanläggningar för vattenledningsvatten, vilkas vid regenerering avgående starkt salthaltiga avloppsvatten kan verka störande exempelvis vid slamrötning (plasmolys, sid. 17) m. fl.

Åtgärder för höjande eller bättre utnyttjande av recipientens självreningsförmåga.

Varje vattendrag har, såsom i det föregående visats, gentemot avloppsvattenföroreningen en viss självreningsförmåga, vilken i varje särskilt fall låter sig uppskattningsvis beräknas enligt antydda metoder. Inom vissa gränser kan denna självreningsförmåga få tas i anspråk för oskadliggörande av avloppsvatten från samhällen och industrier utan att olägenheter därigenom uppstå. Härvid bör man i första hand sörja för att recipientens självreningsförmåga icke utnyttjas längre än till de tekniska resp. sanitära föroreningsgränserna (sid. 8). Ofta kan man dessutom genom enkla och föga kostsamma åtgärder höja recipientens självreningsförmåga. Dessa möjligheter bli stundom alltför litet beaktade. De viktigaste av här åsyftade åtgärder äro följande:

1. Utjämning av avloppsvattenavrinningen.
2. Fördelning av avloppsvattnet i recipienten.
3. Spolning och muddring.

4. Rätning av strömfåran och ökning av vattenhastigheten.
5. Luftning av recipienten.
6. Anläggning av dammbassänger.
7. Ökning av recipientens lågvattenföring.

Av dessa åtgärder innebära 1—4 ett bättre utnyttjande av recipientens självreningsförmåga, under det att 5—7 medföra en ökning av självreningsförmågan.

Utjämnning av avloppsvattenavrinningen.

Utjämnning av avloppsvattenavrinningen kan knappast ifrågakomma för kommunalt avloppsvatten. Vid industrierna däremot, vilka oftast äro i drift endast under den normala arbetstiden, kan en dygnsutjämnning av avloppsvattenavrinningen innebära en minskning av belastningen i recipienten med 60 à 70 %. Utjämnningen förutsätter anläggandet av utjämningsbassänger, rymmande c:a $\frac{2}{3}$ av dygnsavrinningen och nödvändiggör ofta pumpning. Utjämningsbassängen tjänstgör samtidigt som sedimenteringsbassäng och åstadkommer även härigenom en minskning av belastningen i recipienten.

Säsongmässigt arbetande industrier, i främsta rummet sockerbruk, ha stundom funnit det nödvändigt att anlägga utjämningsbassänger för hela den under arbetssäsongen avrinnande avloppsvattenmängden.

Vid kommunala vattenavlopp, anordnade enligt det kombinerade systemet, böra utjämningsbassänger kunna ifrågakomma för minskning av förorening från bräddavloppen. Denna möjlighet synes hittills ha blivit alltför litet beaktad.

Fördelning av avloppsvattnet i recipienten.

I sjöar och vattendrag med mycket liten strömhastighet är det av vikt, att avloppsvattnet fördelas inom en stor del av vattenmassan, för att självreningsförmågan skall kunna utnyttjas. Detta sker i första hand genom anordnande av flera utlopp. Bräddavlopp vid kombinerade avloppssystem söker man av samma skäl anordna med god spridning. Större utloppsledning ar utdragas till stort avstånd från stranden och förses med flera utloppsöppningar på sådana inbördes avstånd, att avloppsvattnet kommer att spridas inom en stor vattenvolym. Blandningen mellan avloppsvattnet och recipientens vatten förbättras i hög grad genom ökning av utströmningshastigheten i munstyckena. Enligt denna princip kommer bl. a. huvudutloppet för avloppsvattnet från Stockholms stads reningsverk vid Henriksdal att anordnas (*fig. 19*).

Spolning och muddring.

Tidigare har påpekats, huru kloakslammet under den kalla årstiden kan samlas sig på recipientens botten för att därefter vid inträdande sönderdelning under den varma årstiden åstadkomma en avsevärd ökning av föroreningen. Med tanke härpå är det tydligt, att en effektiv rens spolning av vattendraget strax innan värmen kommer, bör kunna i hög grad minska avloppsvatten-

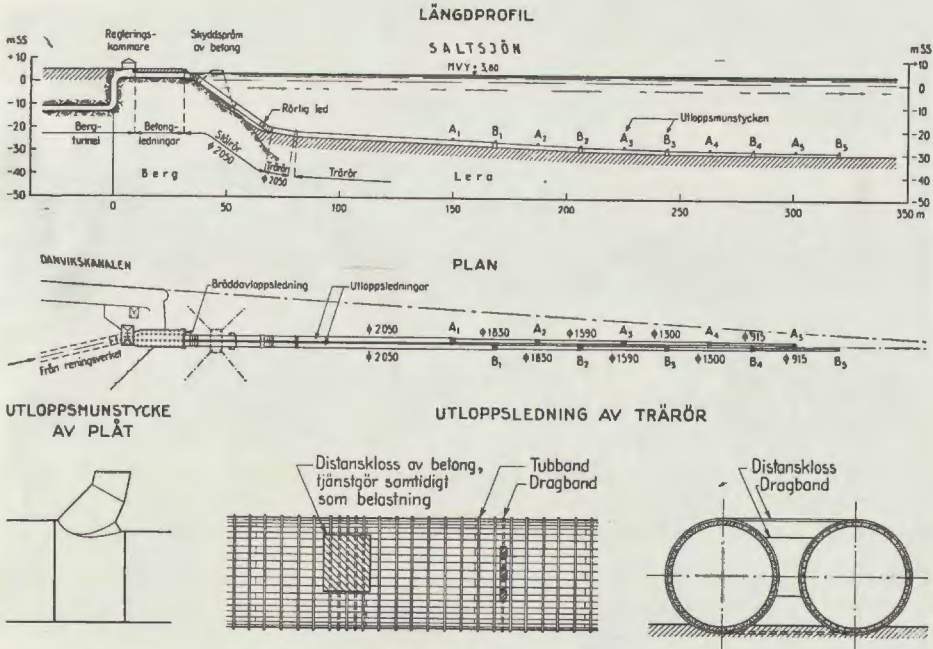


Fig. 19. Utloppsledning i Stockholms hamn för avloppsvattnet från reningsverket vid Henriksdal.

föroreningen. I många vattendrag åstadkommer vårfloden en naturlig och tillräcklig utspolning av botten slammet.

För spolningen erforderliga vattenmagasin kunna ofta åstadkommas för obetydlig kostnad. Om flera dylika vattenmagasin anordnas i ett vattendrag, kan effekten av spolningen ökas avsevärt genom att en gemensam plan upprättas för spolvattenmagasinens tömning. I vårt land har denna metod erhållit endast obetydlig användning.

I större vattendrag kan konstgjord spolning i regel icke åstadkommas. Man kan då ernå motsvarande avlastning genom bortmuddring av botten slammet. Denna metod har exempelvis tillämpats i Nissan strax ovanför utloppet i Laholmsbukten.

Rätning av strömfåran och ökning av vattenhastigheten.

Såsom visats i det föregående inträder den största syrebristen i recipienten vanligen 2 till 4 dygn efter föroreningen. Med hänsyn härtill kan man ofta förebygga skadlig förorening genom rätning av strömfåran, varigenom vattenhastigheten ökas, så att avloppsvattnet hinner föras ut i ett större vattendrag eller en sjö, innan syrebristen blir störande. Genom dylik rätning åstadkommer man också, att slamavsättningen på recipientens botten minskas eller förhindras. Inom det tätt bebyggda Ruhrdistriktet i Tyskland har man flerstädes genom dylika åtgärder åstadkommit avsevärd förbättring av tidigare stinkande och förskämda vattendrag, så att de numera föra avloppsvattnet ut i Rhen, innan det hinner vålla större olägenhet.



Fig. 20. Dammbassänger inom Ruhrområdet. Efter K. IMHOFF.

Luftning av recipienten.]

Eftersom recipientens självreningsförmåga bestämes av syretillgången, ligger det nära till hands att söka öka självreningsförmågan genom luftning av vattnet. Där lutningsförhållandena äro goda, kan detta ske genom anläggning av en serie små överfall eller kaskader. Verkställda mätningar visa, att ett syrefattigt vatten genom luftning i ett enda dylikt steg kan erhålla ett syretillskott av 3 mg/l. Försök med luftning genom luftinblåsning ha även förekommit, men denna metod synes i regel bli alltför dyr.

Anläggning av dammbassänger.

Genom ökning av absorptionstyten har man likaledes sökt öka recipientens självreningsförmåga. Detta sker genom att vattendraget uppdämmas i grunda dammbassänger. Exempel på framgångsrika anläggningar av detta slag finnas flerstädes i Tyskland, t. ex. inom Ruhrområdet (Hengsteysee, Harkortsee m. fl., *fig. 20*). För att metoden skall leda till förbättring, måste emellertid avloppsvattnet före utsläppandet undergå slamavskiljning. För obehandlat avloppsvatten äro dylika dammbassänger icke användbara. Bassängerna få icke heller överbelastas, enär de då kunna »slå om» och ge upphov till värre förhållanden än om inga bassänger hade funnits.

Ökning av recipientens lågvattenföring.

I vårt sjörika land finnes ofta möjlighet att genom reglering öka lågvattenföringen i ett avloppsvattenförorenat vattendrag. Lågvattenföringen inträffar

i södra och mellersta Sverige under den varmaste och torraste delen av året, då avloppsvattenföroreningen är starkast. I Norrland däremot inträffar lågvattenföringen på vintern. Såsom exempel på ett vattendrag, där reglering för ökning av självreningsförmågan bör kunna komma ifråga, må nämnas Sagån, som mottager avloppsvattnet från Sala. Lågvattenföringen utgör nedströms om Sala endast c:a 10 l/s, men kan genom enkla regleringsåtgärder vid uppströms om staden belägna sjöar ökas till 100 l/s. Om en dylik reglering kommer till stånd, bör låggradig rening av avloppsvattnet genom slamavskiljning vara tillfyllest under överskådlig framtid. I annat fall torde höggradig rening bli erforderlig.

Avloppsvattnet och dess avledande.

Avloppsvattnets härkomst.

Spillvatten.

I varje hushåll användes rent vatten såsom dryck ävensom till matlagning och rengöring. I enklaste fall bäres vattnet in från brunnen och bortforslas på samma sätt efter användandet tillsammans med avfallet från köket för att tömmas på husets avskrädesplats, där det smutsiga vattnet infiltreras i jorden eller avrinner till närmaste dike.

I den moderna bostaden däremot tillföres rent vatten i obegränsad mängd genom vattenledningen och användes utom för ovannämnda primitiva ändamål till spolning av vattenklosetter, varmvattenberedning, dusch, bad, kylning av kylskåp, drift av diskmaskiner, luftförbättring m. m. De vattenmängder, som härvid förbrukas, äro så betydande, att de nödvändiggöra hushållsspillvattnets bortledande genom slutna avloppsledningar.

Förutom i hushållen förbrukas i ett samhälle vattenledningsvatten för en rad andra ändamål, nämligen i hotell, restauranger, kaféer, skolor, sjukhus, läkar- och tandläkarkliniker, kaserner m. m. samt inom otaliga småindustrier och liknande företag, såsom tvättinrättningar, galvaniska och kemigrafiska anstalter, kopierings- och reproduktionsanstalter, film- m. fl. laboratorier, fotografiateljéer, tryckerier, lackerar- och målarverkstäder, garage, drog- och färgaffärer, apotek, frisérsalonger, livsmedelsaffärer o. s. v., vilkas avloppsvatten ha industriell karaktär men vanligen avledas genom det kommunala avloppsnätet. Till skillnad från hushållsspillvattnet benämnes detta avloppsvatten industrispillvatten.

I det kommunala avloppsnätet blandas alla dessa olika avloppsvatten till en mer eller mindre homogen avloppsvätska, som med ett gemensamt namn benämnes spillvatten.

Jämte ovannämnda småindustrier förekomma större, starkt vattenförbrukande industrier, vilka av tekniska och ekonomiska skäl själva måste sörja

för såväl vattenanskaffningen som avloppsvattnets bortledning. Vidare finnas industrier, som avgiva så giftiga eller frätande avloppsvatten, att de icke kunna tillåtas att avleda sitt avloppsvatten i de kommunala avloppsledningarna.

Grundvatten.

För torrläggning av källare sänkes grundvattnet medelst dräneringsledningar, som inom tätare bebyggda samhällen i regel anslutas till de kommunala avloppsledningarna. Det vatten, som på detta sätt tillföres recipienten, är emellertid ur föroreningssynpunkt utan betydelse.

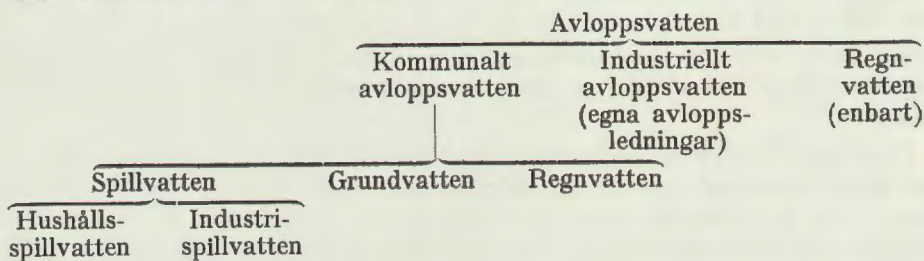
Regnvatten.

Det av regn och annan nederbörd bildade ytvattnet avledes i enklare fall ovan jord i öppna diken. Inom tätare bebyggda samhällen kunna öppna diken icke användas. Regnvattnet måste där avledas i slutna underjordiska ledningar, vilka antingen anordnas gemensamma för allt avloppsvatten, s. k. kombinerade ledningar, eller oberoende av spillvattenledningarna såsom separata regnvattenledningar.

Regnvattnet är oftast avsevärt smutsigare än man vanligen föreställer sig, och kan särskilt vid användning av kombinerade ledningar verka starkt förorenande i recipienten.

Översikt.

Med stöd av det ovan anförda erhålles följande översikt över avloppsvattnets härkomst:



Avloppsvattnets mängd.

Spillvattenavrinning.

Specifik spillvattenavrinning. Av det inom ett hushåll förbrukade vattenledningsvattnet avledes praktiskt taget allt till vattenavloppet. En mindre mängd vatten användes visserligen för sådana ändamål, exempelvis trädgårdsbevattning, att den icke kommer att tillföras avloppsledningen, men denna kvantitet utgör sällan mera än några få procent av den under året förbrukade totala mängden vattenledningsvatten. Spillvattenavrinningen kan därför utan nämnvärt fel anses vara lika stor som vattenförbrukningen.

Omkring år 1920 uppgick den specifika vattenförbrukningen, d. v. s. den totala vattenförbrukningen i ett samhälle fördelad på antalet vattenförbrukare, till i genomsnitt c:a 100 l/f.d (liter per förbrukare och dygn). Under det därpå följande decenniet vidtog överallt ett mera allmänt inrättande av varmvattenledningar, dusch- och badrum ävensom ett praktiskt taget fullständigt införande av det redan 15 år tidigare allmänna vattenklosettsystemet. På grund härav inträdde en markerad ökning av

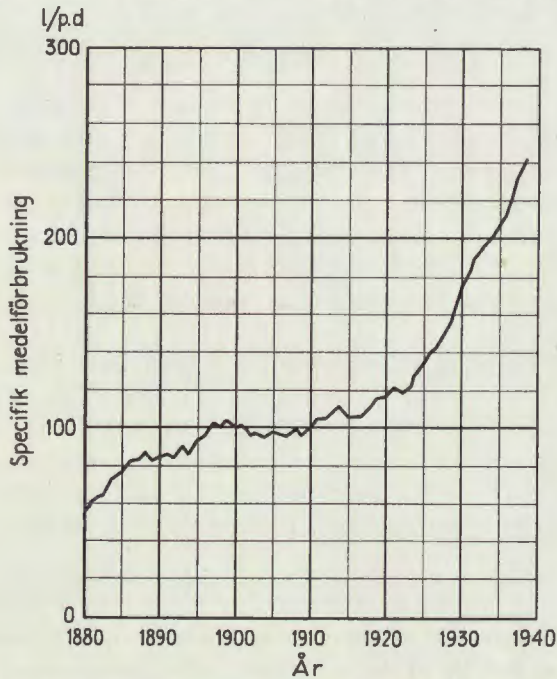


Fig. 21. Specifik vattenförbrukning i Stockholm åren 1880—1939.

specifika vattenförbrukningen. Man har även observerat, att specifika vattenförbrukningen oberoende av moderniseringen ökas år från år till följd av högre levnadsstandard och stegrade hygieniska krav. Såsom exempel kan anföras Stockholm, där specifika vattenförbrukningen åren 1900, 1910 och 1920 uppgick till resp. 100, 100 och 120 l/f.d (fig. 21). Under därpå följande decennium till år 1930 ökades den specifika vattenförbrukningen till c:a 180 l/f.d. År 1939 uppgick specifika vattenförbrukningen i Stockholm till 241 l/f.d, allt i medeltal under året.

Vid projektering av kommunala vattenledningar och vattenavlopp brukar man med hänsyn till den fortgående ökningen av specifika vattenförbrukningen för närvarande förutsätta, att denna mot utbyggnadsperiodens slut, d. v. s. om 20 à 30 år, kommer att uppgå till c:a 300 l/f.d i medeltal under året. Denna betydande vattenförbrukning erhålles genom följande antaganden angående specifika medelförbrukningen för olika förekommande ändamål

Egentlig hushållsförbrukning	70 l/f.d
Bad och dusch	90 »
Klosettspolning.....	50 »
Trädgårdsbevattning, garage m. m.	10 »

S:a bostadsförbrukning 220 l/f.d

Industriella ändamål	50 »
Allmänna ändamål, läckning m. m.	30 »

S:a specifik medelförbrukning 300 l/f.d

Den industriella vattenförbrukningen är mycket varierande och kan vara avsevärt större eller mindre än 50 l/f.d. I ovan angivna specifika industriella förbrukning är dock endast inräknad den vattenmängd, som lämnas av samhällets vattenledning. Starkt vattenförbrukande industrier, t. ex. cellulosafabriker, måste av ekonomiska skäl i regel ordna sin vattenförsörjning på egen hand. I sådana fall ordnas också vanligen avloppsvattnets avledande oberoende av det kommunala avloppsnätet.

Av vad ovan anförts framgår, att specifika spillvattenavrinningen i våra svenska städer och samhällen kan väntas komma att inom nära framtid uppgå till i genomsnitt c:a 300 l/f.d. Från små samhällen och enskilda gårdar, vilka ofta sakna vattenledning, är spillvattenavrinningen dock avsevärt mindre. I enklaste fall, då vatten i hushållet användes endast till dryck samt för matlagning och rengöring, uppgår specifika spillvattenavrinningen stundom till endast 30 à 50 l/f.d.

Spillvattenavrinningens variationer. Vattenförbrukningens och därmed också spillvattenavrinningens storlek varierar inom vida gränser. Under dygnet är vattenförbrukningen störst vid middagstiden, då timförbrukningen brukar uppgå till 6 à 8 % av dygnsförbrukningen, och minst närmast efter midnatt, då timförbrukningen brukar nedgå till endast 1 à 2 % av dygnsförbrukningen. Även under året förekommer en viss förändring i fråga om dygnsförbrukningens resp. dygnsavrinningens storlek, i det att den är något större under sommarmånaderna än under vintermånaderna. Den största dygnsförbrukningen under året beräknas vid en specifik medelförbrukning av 300 l/f.d vara 30 à 40 % större än medeldygnsförbrukningen.

Fig. 22 visar genomsnittliga varaktighetskurvor för den årliga spillvattenavrinningen i Stockholm, framställda med 1 dygn resp. 1 timme som tidsbas. Kurvorna ge en tydlig bild av spillvattenavrinningens varierande storlek och åskådliggör exempelvis den växlande belastning, för vilken ett kommunalt reningsverk utsättes under året.

Vid torrväder gå avloppsledningarna endast delvis fyllda. Under middags-timmarna och framförallt vid regn gå ledningarna däremot till större del eller helt och hållet fyllda. En viss magasinering av avloppsvattnet äger således rum i ledningarna. Det ligger nära till hands att anta, att denna magasinering skulle avsevärt utjämna spillvattenavrinningens variationer. En verkställd undersökning rörande avrinningsförhållandena i Stockholms

kloaknät har emellertid givit till resultat, att denna utjämning är mycket ringa. Däremot kan magasineringen åtminstone vid större kloaknät åstadkomma en icke obetydlig eftersläpning av spillvattenavrinningens växlingar i förhållande till motsvarande växlingar hos vattenförbrukningen.

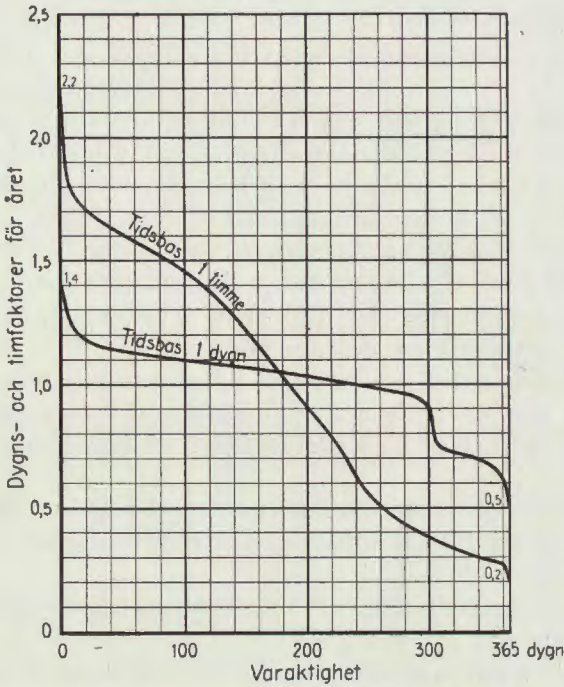


Fig. 22. Varaktighetskurvor för den genomsnittliga spillvattenavrinningen i Stockholm.

Spillvattenavrinning från bebyggelseområden med olika folktäthet. Det är stundom förmånligt att ange spillvattenavrinningen per ytenhet av dräneringsområdet på samma sätt som grundvatten- och regnvattenavrinningen beräknas. Vid exempelvis en specifik medelförbrukning av 300 l/p-d, en maximidygnsförbrukning av $300 \cdot 1.4 = 420$ l/p-d och en maximitimförbrukning, motsvarande 7 % av dygnsförbrukningen, erhållas följande värden på spillvattenavrinningen per ytenhet från bebyggelseområden med olika folktäthet:

	Folktäthet p/ha	Spillvattenavrinning, l/s · ha		
		med. dygn	max. dygn	max tim
Stadsbebyggelse, gles.....	100	0.35	0.49	0.82
» tät	300	1.04	1.46	2.45
» mycket tät	500	1.74	2.44	4.08

Grundvattenavrinning.

Grundvattenavrinningens storlek är beroende av de klimatiska förhållandena samt av grundens och jordytans beskaffenhet. Infiltrationens storlek anges i förhållande till nederbörden genom den s. k. infiltrationsfaktorn, vilken för berggrund och lera torde uppgå till högst 0.1, under det att den för sandjord beräknas kunna uppgå till 0.4 eller mera. Vid en årsnederbörd av 600 mm blir grundvattenbildningen för sistnämnda material i medeltal c:a 0.03 l/s · ha. I tät lergrund däremot kan motsvarande siffra understiga 0.01 l/s · ha, under det att den om grunden är mycket vattengenomsläpplig kan avsevärt överstiga sistnämnda siffror. Inom tät bebyggda stadsområden, där den icke bebyggda ytan är belagd med vattentät ytbeklädnad, kan någon nämnvärd grundvattenbildning icke äga rum.

Av det anförda framgår, att grundvattenavrinningen i regel är avsevärt mindre än spillvattenavrinningen. Avloppsledningarna kunna emellertid icke utan speciella skarvningsmetoder utföras fullt vattentäta, och en viss direkt inläckning av från jordytan nedträngande ytvatten kan därför icke undvikas. Med hänsyn härtill brukar man vid dimensionering av separata avloppsledningar allt efter dräneringsområdets beskaffenhet räkna med en grundvattenavrinning, lika med eller dubbelt så stor som medelspillvattenavrinningen.

I undantagsfall, t. ex. inom lågt belägna strandområden med starkt vattengenomsläpplig grund, där avloppsledningarna måste läggas under sjöns nivå, kan grundvattenavrinningen bli avsevärd.

För att grundvattenavrinningen till avloppsledningarna skall kunna hållas nere, böra ledningarna såsom av det föregående framgår utföras av vattentäta rör med vattentäta skarvar. Grundvatten bör inledas endast från byggnadsgrundens dräneringsledningar. Uppdämning i avloppsledningarna får då icke förekomma, enär man i så fall riskerar att spillvatten kan uttränga i och förorena grunden under och omkring byggnaden.

Regnvattenavrinning.

Regnvattenavrinningens storlek bestämmas av nederbördens intensitet och varaktighet, markytans beskaffenhet och lutningsförhållanden samt avvattningsområdets storlek och form.

Nederbörd. Årsnederbördens storlek är bestämmande för den totala regnvattenavrinningen under året, men saknar betydelse för ledningarnas dimensionering, vid vilken den största förekommande regnvattenavrinningen är avgörande.

Nederbördens intensitet, d. v. s. storleken av den per tidsenhet fallna nederbörden, bestämmas medelst registrerande nederbördsmätare. För att resultatet av nederbördsmätningen skall vara användbart för dimensionering av avloppsledningar, bör nederbördsmätarens tidsbas vara högst 5 minuter. En vid statens meteorologisk-hydrografiska anstalt år 1932 konstruerad nederbördsmätare för kontinuerlig mätning och registrering av nederbörden

visas på *fig. 23*. En ännu känsligare och för avloppsändamål särskilt lämpad registrerande mätare, konstruerad av F. NILSSON, finnes sedan 1936 i marknaden. Genom bearbetning av diagrammen från en dylik mätare under ett stort antal år kan man upprätta en varaktighetskurva, angivande den absolut längsta oavbrutna varaktigheten av större nederbördsintensiteter.¹

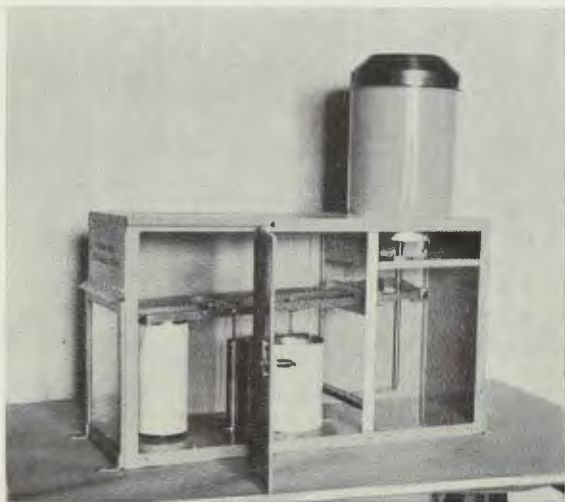


Fig. 23. Självregistrerande nederbördsräknare. Statens Meteorologisk-Hydrografiska Anstalts modell.

Vid dimensionering av avloppsledningar kan man emellertid av ekonomiska skäl icke utgå från denna absoluta varaktighetskurva. Erfarenheten har visat, att det kan anses tillfyllest att vid dimensioneringen utgå från de nederbördsintensiteter, som överstigas i genomsnitt 1 gång på 5 å 10 år. Värdet av de skador som kunna uppkomma genom lika ofta förekommande översvämning av ledningarna kan då med sannolikhet anses bli mindre än merkostnaden för ett ledningssystem, dimensionerat för absolut största förekommande varaktighet.

¹ Nederbördsvaraktighetskurvorna äro vid tillräckligt antal observationer regelbundet hyperbelformade och kunna därför matematiskt uttryckas genom ekvationer av utseendet

$$i = \frac{b}{a + t} \quad \text{och} \quad i = \frac{c}{t^p}$$

där i = nederbördsintensitet (vanligen i l/s · ha);

t = tid (vanligen i dygn);

a, b, c och p = konstanter (p har vanligen ett värde av 0·5—1·0).

Den senare ekvationen kan skrivas $\log i = -p \cdot \log t + \log c$, d. v. s. under formen $y = kx + l$, och kan därför på ett dubbellogaritmiskt papper framställas genom en skara räta linjer. *Fig. 24* visar en på detta sätt utförd bearbetning av nederbördsobservationer i Norrköping. Enligt detta diagram har ovanstående ekvation för Norrköping formen $i = c \cdot t^{-0.85}$, där c för den nederbördsintensitet, som överstiges exempelvis 1 gång vart 10:de år, har värdet ca 1150.

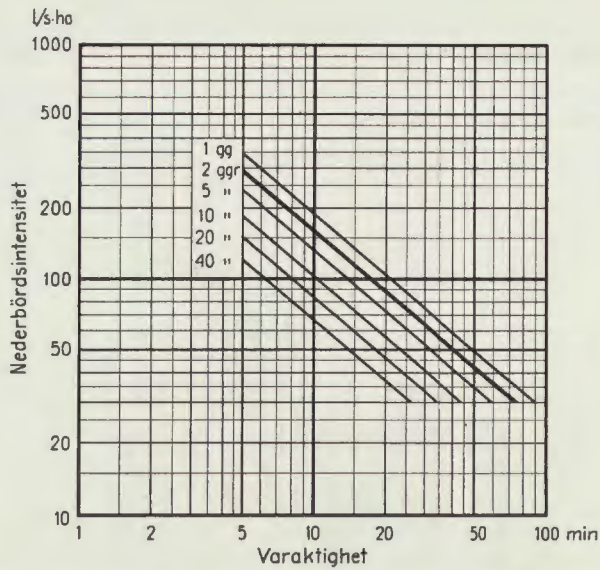


Fig. 24. Antal gånger, som viss nederbördsintensitet i Norrköping överstigits under 20-årsperioden 1919—38. Efter G. ÅKERLINDH.

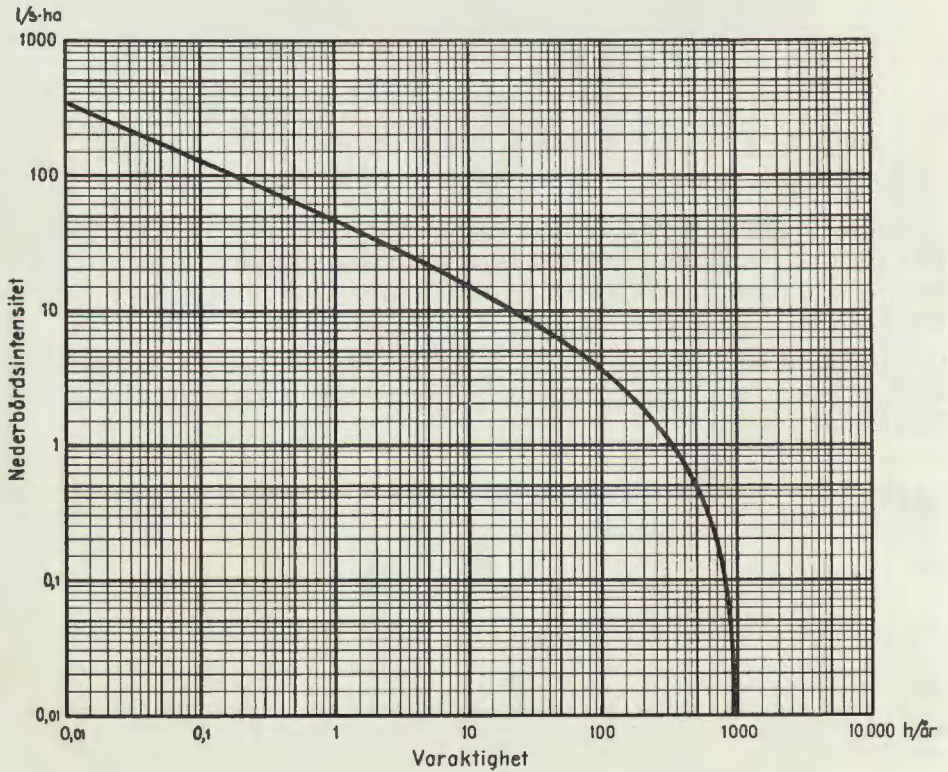


Fig. 25. Varaktighet av normal nederbörd i Stockholm. Tidsbas 5 minuter. Efter W. v. GREYERZ.

Varaktighetskurvan för totala nederbörden under året är av betydelse vid beräkning av avrinningsförhållandena vid bräddavlopp, regnvattenavrinning till pumpstationer och reningsverk m. m. Av den i *fig. 25* visade varaktighetskurvan för årsnederbörden i Stockholm framgår att den sammanlagda tid, under vilken nederbörd faller, uppgår till i genomsnitt c:a 40 dygn om året.

Avrinningsfaktor. Av den fallna nederbörden avrinner endast en del ovan jord. Återstoden infiltreras, absorberas av växtligheten eller avdunstar. Den ovan jord avrinnande vattenmängden magasineras delvis i jordytans fördjupningar, varför avrinningen fördröjes. Avrinningsintensiteten är därför alltid mindre än nederbördsintensiteten och anges i förhållande till denna genom avrinningsfaktorn.

Enligt gängse antaganden gälla följande värden på avrinningsfaktorn för ytor av olika beskaffenhet.

Tak, täckt med plåt eller skiffer	0.95
» » » tegel » papp	0.90
Gator, asfalterade	0.85—0.90
» stensatta med tuktad sten	0.80—0.85
» » » kullersten	0.40—0.50
» makadamiserade	0.25—0.45
» grusade	0.15—0.30
Parker och öppna platser	0.10—0.30
Odlad mark, ängsmark o. d.	0.05—0.25
Skogsmark	0.01—0.20
Berg i dagen	0.80

Med stöd av dessa faktorer beräknas följande ungefärliga värden för den genomsnittliga avrinningsfaktorn för några olika typer av bebyggelseområden:

Villa- och trädgårdsområden	0.10—0.25
Stadsbebyggelse, öppen	0.25—0.50
» slutet, med grusade och planterade gårdar	0.50—0.70
» » med asfalterade eller cementerade gårdar och permanentbelagda gator	0.70—0.90

Beräkning av regnvattenavrinningen. Den vanliga gången vid beräkning av största regnvattenavrinningen från ett dräneringsområde är följande. Först uppmätes nederbördsområdets yta, A , och beräknas den genomsnittliga avrinningsfaktorn, φ , med tillhjälp av i ovanstående tabell angivna faktorer för ytor av olika beskaffenhet. Därpå uppskattas den tid, som nederbördsvattnet behöver för att rinna från nederbördsområdets övre gräns till avloppsledningen och genom denna till utloppet. Den mot denna tid svarande nederbördsintensitet i , som överstiges i genomsnitt 1 gång på 10 år,

avläses på diagrammet, *fig. 24*. Den största regnvattenavrinningen erhålles därefter såsom produkten

$$Q = A \cdot \varphi \cdot i$$

Nederbördsområdets form kan dock vara sådan, att den största regnvattenavrinningen erhålles, om endast en del av nederbördsområdet medtages vid beräkningen. Likaså kan varaktighetskurvan för den längsta oavbrutna nederbördsintensiteten ha sådan form, att ett häftigt och kortvarigt regn, under vilket den i huvudavloppsledningen bortrinnande största regnvattenmängden härrör från endast en del av hela nederbördsområdet, ger större avrinning per tidsenhet än ett mindre häftigt och långvarigare regn, under vilket regnvattenavrinningen i huvudledningen erhållit tillskott från större delen av eller hela nederbördsområdet. Vid större dräneringsområden, där det gäller att beräkna den största sammanlagda regnvattenavrinningen från flera delområden, skulle en noggrann beräkning, som på grund av nyssnämnda omständighet fordrar undersökning av största regnvattenavrinningen för flera olika nederbördsintensiteter, bli mycket tidsödande. I betraktande av den osäkerhet, som vidlåder bestämningen av nederbördsintensiteten, avrinningsfaktorn och regnvattnets strömningstid på jordytan och i ledningarna är alltför mycket arbete vid ifrågavarande beräkning icke heller motiverat. En mera överslagsvis utförd beräkning är ofta tillfyllest. Tack vare nederbörds kurvornas hyperboliska form ger en dylik uppskattning i regel resultat, som föga avviker från resultatet av en noggrann beräkning.

I den tekniska litteraturen finner man, vid sidan av mer eller mindre invecklade metoder för beräkning av regnvattenavrinningen, värdefulla hjälpdigram för beräkning enligt den ovan skisserade s. k. rationella metoden.

Såsom av nederbördsdiagrammen framgår, tillväxer den största nederbördsintensiteten vid varaktigheter understigande 15 minuter hastigt med avtagande varaktighet. Med hänsyn härtill borde kortare ledningar dimensioneras för mycket höga nederbördsintensiteter och erhålla stora dimensioner. Dessa kortvariga höga nederbördsintensiteter kunna emellertid av olika skäl, främst på grund av magasinering av regnvattnet i markens ojämnheter och i ledningarna, icke ge upphov till en motsvarande regnvattenavrinning. Utförda mätningar av regnvattenavrinningen ha givit vid handen, att man för starkt lutande, mindre dräneringsområden måste räkna med en största nederbördsintensitet, svarande mot en varaktighet av 5 minuter, under det att största nederbördsintensiteten för flacka områden av samma storlek svarar mot en varaktighet av 10 minuter. För större dräneringsområden kan man räkna med resp. 10 och 15 minuter.

Total avloppsvattenavrinning.

Den totala avloppsvattenavrinningen erhålles såsom summan av spill-, grund- och regnvattenavrinningarna. För undersökning av avrinningsförhållandena vid bräddavlopp på kombinerade avloppssystem utgör varaktig-

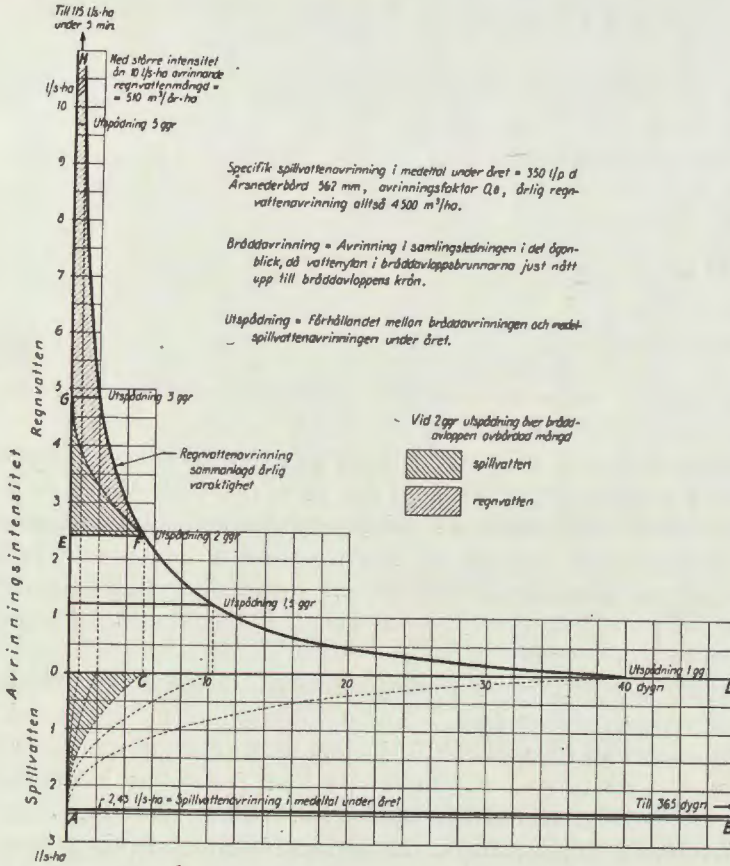


Fig. 26. Exempel på grafisk beräkning av över bräddavlopp avbördad avloppsvattenmängd och sammanlagd varaktighet av bräddavloppens verksamhet vid en folktäthet av 600 p/ha.

hetsdiagrammet för avloppsvattenavrinningen under året ett värdefullt och överskådligt hjälpmedel (fig. 26). Vid upprättandet av dylika diagram brukar spillvattenavrinningen med hänsyn till nederbördens oberäknliga fördelning antagas vara konstant och lika med medelavrinningen.

Avloppsvattnets beskaffenhet.

Olika slag av föroreningar.

Kommunalt avloppsvatten innehåller föroreningar av en mängd olika slag och i flera olika former. För att erhålla en allmän överblick av kloakvattenföroreningarna brukar man efter den fysikaliska beskaffenheten indela de däri ingående ämnena på följande sätt:

A. U p p s l a m m a d e.

1. Avsättbara.
 - a. Hastigt sjunkande.
 - b. Långsamt sjunkande.
2. Icke avsättbara.
 - a. Svävande.
 - b. Flytande.

B. L ö s t a.

1. Kolloida.
2. Kristalloida.

Efter den kemiska sammansättningen indelas föroreningarna i o r g a n i s k a och o o r g a n i s k a ämnen.

För många ändamål är en uppdelning av avloppsvattnets föroreningar på ovannämnda grupper tillfyllest, men för en djupare förståelse av de sönderdelningsprocesser, som försiggå i avloppsvattnet och därav förorenade recipienter, ävensom för kontroll av reningseffekten hos reningsanläggningar m. m. erfordras närmare kännedom om föroreningarnas sammansättning. Denna vinnes genom fysikalisk, kemisk och biologisk-bakteriologisk undersökning av avloppsvattnet.

Avloppsvattenföroreningens storlek varierar, såsom i det följande visas, inom långt vidare gränser än avloppsvattenavrinningen. På grund härav är en enstaka analys av föga värde för bedömning av avloppsvattnets sammansättning, vilken på tillfredsställande sätt kan fastställas blott genom fortlöpande undersökningar utförda under tillräckligt lång tid. Om man på förhand känner avloppsvattnets ungefärliga sammansättning, kan man för att erhålla ett ungefärligt värde på den totala föroreningsmängden under dygnet inskränka undersökningen till ett generalprov, vilket erhålles exempelvis därigenom, att man varje timme tar ett vattenprov, vars volym är proportionell mot den vid provtagningstillfället framrinnande avloppsvattenmängden. De 24 olika stora proven blandas och analyseras.

Föroreningens storlek anges på olika sätt alltefter ändamålet med undersökningen. Vid den kemiska analysen erhålles avloppsvattnets halt av olika ämnen, vilken vanligen uttryckes i mg/l. På grund av avloppsvattenmängdens och föroreningens variationer är dock ett på detta sätt angivet mått på föroreningen mindre användbart. Med hänsyn härtill anges föroreningen hos kommunalt avloppsvatten bäst såsom specifik förorening, d. v. s. i analogi med den specifika avloppsvattenavrinningen i gram per person och dygn (g/p-d). Den specifika föroreningen erhålles som resultat av fortlöpande analyser och vattenmängdsmätningar.

Avloppsvattenföroreningarnas vanligaste härkomst och allmänna beskaffenhet framgå av följande översikt.

A. Torrvädersavrinning.

1. Hushåll m. m.
 - a. Slasktrattar: Matrester, såsom mjölk, fett, kaffesump m. m., disk- och skurvatten, innehållande såpa, tvål, textilfibrer m. m.
 - b. Badrum och tvättstugor: Såpa, tvål, lut, stärkelse, hår, hudepitel, textilfibrer m. m.
 - c. Vattenklosetter: Fäkalier, urin, papper.
 - d. Garage och stall: Bensin, olja, fett, jord, spillning, hår, strö m. m.
2. Industrier m. m.
 - a. Livsmedelsfabriker (slakterier, mejerier, bryggerier, bagerier m. fl.): Blod, fett, hår, hud-, kött- och benstycken, tarminnehåll; mjölk, vassla, skölvatten; malt, mäska; mjöl, socker m. m.
 - b. Garverier, läderfabriker: Koksalt, sulfider, sura betvatten, garvsyror, anilinfärger och andra färgämnen, hår, hudavfall m. m.
 - c. Kemisk-tekniska fabriker, kemiska tvättanstalter, färgerier, tryckerier, kemigrafiska anstalter m. fl.: Syror, lut, salter (t. ex. tiosulfat), bensen, koltetraklorid, såpa, tvål, fiber, färgämnen m. m.
 - d. Mekaniska verkstäder, gjuterier, metallverkstäder m. fl.: Betvatten, syror, järnockra, kalk, järn- och andra metallsalter, oljor m. m.
 - e. Detaljaffärer (livsmedelsbutiker, frisérsalonger, drog- och kemikalieaffärer, bensinstationer m. fl.): Olika slags avfall, tvål, hår, kemikalier, bensen, oljor m. m.
 - f. Hotell, restauranger, kaféer: Samma föroreningar som från hushåll.
 - g. Sjukhus, skolor, laboratorier, kaserner m. fl.: Huvudsakligen samma föroreningar som från hushåll, men därjämte kemikalier, fett m. m.

B. Regnvädersavrinning.

Till torrvädersföroreningarna tillkommer

3. Regnvatten, innehållande sand, jord, löv, papper, bensen, olja, sot, cigarett- och cigarrstumpar, hästgödsel, tändstickor, kork, fruktskal, förslitet vägbanematerial samt annat avfall från gator, torg, gårdar, planteringar och tak.

Fysikaliska och kemiska undersökningar.

Vattenledningsvattnets inverkan. Emedan avloppsvattnet vid torrväder utgöres huvudsakligen av förbrukat vattenledningsvatten, komma de vid den kemiska analysen av avloppsvattnet erhållna ämnena att delvis utgöras av från vattenledningsvattnet härstammande ämnen. Vattenledningsvattnets sammansättning är starkt varierande. Mjuka ytvatten ha ofta en torrsbstanshalt understigande 50 mg/l, under det att motsvarande siffra för hårda grundvatten kan uppgå till 500 à 1 000 mg/l. Dessa från vattenledningsvattnet härstammande ämnen utgöra dock ingen förorening hos avloppsvattnet. Vid en noggrann analys av avloppsvatten bör därför en analys av vattenledningsvattnet utföras samtidigt, så att de i vattenlednings-

vattnet förekommande ämnesmängderna kunna frändragas vid undersökningen av avloppsvattnet erhållna motsvarande värden.

Torrsubstansundersökningar. Den totala mängden föroreningar i avloppsvattnet är lätt att fastställa genom indunstning av ett vattenprov och torkning av den därvid erhållna torrsubstansen. Vissa flyktiga föroreningar gå visserligen förlorade vid indunstningen, men denna kvantitet är ifråga om vanligt avloppsvatten av oväsentlig betydelse. Genom glödning av torrsubstansen och bestämning av den därvid uppkomna viktförlusten erhålles ett ungefärligt mått på den totala organiska föroreningen i avloppsvattnet, uttryckt såsom torrsubstans.

På grund av enkelheten hos dessa bestämningar brukar man för karakterisering av avloppsvatten av olika härkomst och beskaffenhet angiva torrsubstanshalten, vilken därvid med avseende på vissa ur reningsteknisk synpunkt särskilt viktiga egenskaper indelas på nedan angivna sätt.

I första hand indelas torrsubstansen i uppslammade och lösta ämnen. Såsom lösta ämnen betecknas vikten av den torrsubstans, vilken erhålles som rest vid indunstning av ett filtrerat prov av avloppsvattnet och såsom uppslammade ämnen skillnaden mellan indunstningsresten hos ett filtrerat och ett filtrerat prov.

De uppslammade ämnena i sin ordning indelas i avsättbara och icke avsättbara ämnen. Såsom avsättbara ämnen betecknas de ämnen, som under loppet av 2 timmar avsätta sig ur det stillastående avloppsvattnet på bottnen i ett 40 cm högt koniskt glas, s. k. Imhoff-glas, av 1 l rymd. Såsom icke avsättbara ämnen betecknas skillnaden mellan de uppslammade och de avsättbara ämnena.

Slutligen uppdelas såväl de avsättbara och icke avsättbara som de lösta ämnena i organiska och oorganiska ämnen, vilka bestämmas genom indunstning och glödning på ovan antytt sätt. Med hänsyn till avloppsvattnets halt av flyktiga oorganiska salter måste vid glödningen vissa försiktighetsmått iakttagas.

Övriga fysikaliska undersökningar. Bland dessa må nämnas bestämning av avloppsvattnets grumlighet och halt av kolloider.

Färskt avloppsvatten har efter filtrering genom filtrerpapper obetydlig grumlighet, d. v. s. är praktiskt taget klart, under det att ruttnande avloppsvatten även efter sådan filtrering är starkt grumligt.

För bestämning av mängden kolloida ämnen erfordras filtrering genom asbestfilter under vakuum.

Kemiska undersökningar. De viktigaste hithörande undersökningarna äro bestämning av halten av ammoniak, nitrit, nitrat, äggviteämnen och fritt syre, kaliumpermanganatförbrukning och reaktion.

Kväveföreningarna uppstå genom bakteriell sönderdelning av de kvävehaltiga äggviteämnen. Härvid bildas bl. a. svavelväte och ammoniak. Den senare oxideras genom inverkan av kvävebakterier successivt till nitrit och nitrat. Det inbördes förhållandet mellan mängderna av dessa ämnen

utgör alltså en indikator på sönderdelningsgraden hos de organiska föreningarna i avloppsvattnet.

Halten av löst syre i vattnet bestämmes enligt en av WINKLER angiven metod. Syrehalten överstiger i allmänhet icke luftsytets löslighetsgräns (sid. 26). Syrebestämningen är av största betydelse vid kontroll av reningsanläggningar, fastställande av erforderlig reningsgrad med hänsyn till recipientens beskaffenhet m. m. samt utgör grundvalen för bestämning av den biokemiska syreförbrukningen.

Kaliumpermanganatförbrukningen ger ett ungefärligt mått på avloppsvattnets halt av organiska ämnen. Oxiderbarheten är emellertid enligt SCHMIDT mycket olika för olika organiska ämnen såsom framgår av följande bestämningar på lösningar av 1 g organisk substans i 1 l destillerat vatten:

Ämne	mg KMnO_4 /l	Ämne	mg KMnO_4 /l
Fenol	9 966	Albumin	644
Kresol	6 166	Humussyra	219
Garvsyra	3 530	Lim	199
Rörsocker	2 650	Gelatin	127
Mjölksocker	1 544	Pyridin	88
Mjölksyra	1 015	Urinämne	6
Dextrin	846	Ättiksyra	5

Under det att kaliumpermanganatförbrukningen kan anses utgöra ett användbart mått på halten av organiska ämnen i vanligt kommunalt spillvatten, vars sammansättning är föga växlande i olika fall, är den däremot såsom framgår av ovanstående tabell knappast användbar för motsvarande undersökning av industriellt förorenade avloppsvatten. Trots detta kan bestämningen vara av värde såsom ett relativt mått på reningseffekten vid rening av industriella avloppsvatten.

Det ligger nära till hands att söka ett samband mellan permanganatförbrukningen och den totala biokemiska syreförbrukningen, vilken senare som nämnt (sid. 21) anger avloppsvattnets halt av genom mikroorganismer sönderdelbara organiska ämnen. Enligt amerikanska undersökningar är i allmänhet det kommunala avloppsvattnets permanganatförbrukning 0.5—1.3 ggr så stor som dess biokemiska syreförbrukning (BS). Den betydande variationen beror sannolikt till största delen på den ovannämnda skillnaden mellan olika organiska ämnens permanganatförbrukning. Bestämningen av avloppsvattnets permanganatförbrukning kan av detta skäl i regel tillmätas endast begränsat värde såsom mått på den biokemiska syreförbrukningen.

Vattnets reaktion anges genom vätejonkoncentrationen, pH, av vilken de biologiska processerna äro starkt beroende. Bakterierna kunna i regel utvecklas endast mellan pH-gränserna 5.5 och 8.5. Bestämningen av vätejonkoncentrationen utgör därför ett viktigt och stundom oumbärligt hjälpmedel vid kontroll av inom avloppsvattenreningen använda biologiska

processer, t. ex. vid slamrötning i rötkammare. pH-värdet bestämmes på rent kemisk väg med tillhjälp av indikatorer eller med användande av elektrometriska (potentiometriska) metoder.

Biologiska undersökningar.

Bland vanligen förekommande biologiska undersökningar av avloppsvatten böra anföras bestämning av avloppsvattnets hållbarhet och biokemiska syreförbrukning.

Hållbarheten anges genom den tid, som förflyter, innan avloppsvattnet vid viss konstant temperatur råkar i stinkande förruttelse under utveckling av svavelväte. Enär allt i vattnet löst syre då är taget i anspråk, kan hållbarheten bekvämt fastställas genom tillsättning av ett lättreducerat färgämne, metylenblått, som avfärgas vid den inträdande förruttelsen.

Den biokemiska syreförbrukningen utgör som nämnt det bästa måttet på avloppsvattnets förorenande inverkan i recipienten. Bestämningen tillgår i princip så, att man först enligt WINKLERS metod fastställer halten av löst syre i vattnet, vilket därefter i slutet kärl förvaras vid 20° C under 5 dygn, varefter syrehalten ånyo bestämmes. Skillnaden mellan de så erhållna syrehalterna anger den biokemiska syreförbrukningen.

Avloppsvattnets förorening är dock i regel så stor, att den biokemiska syreförbrukningen under 5 dygn överstiger vattnets halt av löst syre. För att bestämningen enligt ovan angivna metod skall vara möjlig, måste avloppsvattnet därför antingen utspädas med erforderlig mängd syremättat rent vatten eller syre tillföras direkt i gasform eller indirekt genom tillsättning av något lättreducerat kemiskt ämne, som i övrigt icke påverkar bakterierens verksamhet.

En nackdel med den ovan angivna bestämningen av den biokemiska syreförbrukningen är den långa tid, som erfordras för bestämningen. Tack vare den lagbundenhet, varmed syreförbrukningen sker, kan dock bestämningen för speciella ändamål utföras på betydligt kortare tid. Med tillhjälp av den s. k. odeometern, som medger noggrann mätning av mycket små förbrukade syremängder, kan bestämningen enligt uppgift genomföras på 1 timme.

Den biokemiska syreförbrukningen kan åtminstone icke för närvarande fastställas med samma noggrannhet som de vanliga kemiska bestämningarna. Orsakerna härtill äro ännu icke klarlagda, men torde till huvudsaklig del vara att söka i utgångsbetingelserna för de biokemiska processerna, d. v. s. bakteriearter, bakterieantal, de organiska ämnenas beskaffenhet o. s. v. Vissa industriella avloppsvatten ha därjämte som nämnt (sid. 23) en kemisk syreförbrukning.

De bakteriologiska undersökningarna avse fastställandet av de i vattnet förekommande bakteriernas antal, art och livsbetingelser. De vanliga proven ha angivits i det föregående (sid. 19).

Specifik avloppsvattenförorening.

Den specifika avloppsvattenföroreningen och dess fördelning på uppslammade och lösta ämnen resp. organiska och oorganiska ämnen kan beräknas

genom sammansättning av föroreningarna från de olika föroreningskällorna samt genom direkta mätningar.

Vid separat avloppssystem utan särskilt stor industriell förorening kan avloppsvattnets genomsnittliga specifika förorening anses vara ungefär följande:

	Organiska ämnen	Oorganiska ämnen	Summa
	g/p · d	g/p · d	g/p · d
Avsättbara ämnen	35	15	50
Ej avsättbara ämnen	20	10	30
Uppslammade ämnen	55	25	80
Lösta ämnen	35	45	80
S:a	90	70	160

Vid regnväder tillkommer föroreningen från regnvattnet, vilken som nämnt är avsevärt större än man vill föreställa sig. Enligt amerikanska undersökningar uppgår den av regnvattnet förorsakade specifika föroreningen till 20 à 25 g/p·d i medeltal under året. Då nederbördens sammanlagda årliga varaktighet uppgår till 40 à 50 dygn, måste den specifika föroreningen under den tid, då regn faller, vara betydande.

Den genomsnittliga specifika föroreningen hos avloppsvatten vid kombinerat avloppssystem kan anses vara ungefär följande:

	Organiska ämnen	Oorganiska ämnen	Summa
	g/p · d	g/p · d	g/p · d
Avsättbara ämnen	40	20	60
Ej avsättbara ämnen	25	15	40
Uppslammade ämnen	65	35	100
Lösta ämnen	40	45	85
S:a	105	80	185

Mot i ovanstående tabeller angivna värden på specifika föroreningen beräknas svara följande ungefärliga värden på den specifika biokemiska syreförbrukningen (BS 5d 20°):

	Separat avlopps- vatten	Kombinerat avlopps- vatten
	g/p · d	g/p · d
Avsättbara ämnen	20	25
Ej avsättbara ämnen	15	20
Uppslammade ämnen	35	45
Lösta ämnen	25	25
S:a	60	70

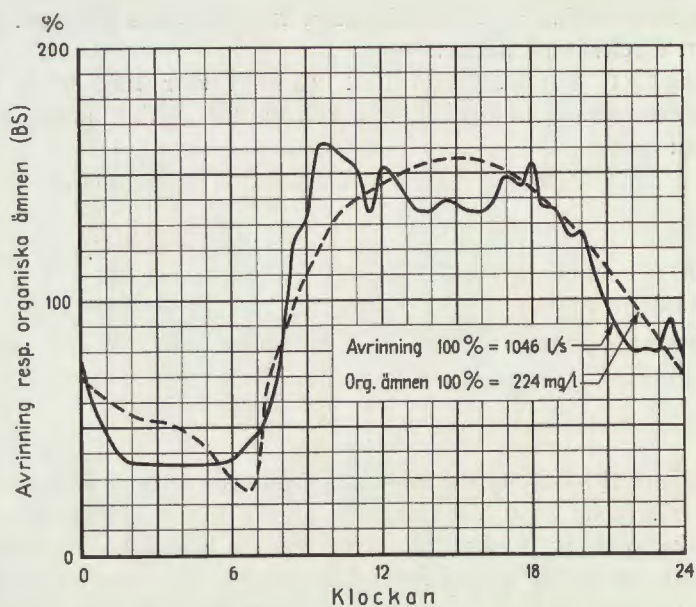


Fig. 27. Avloppsvattenavrinning och förorening genom organiska ämnen (BS 5d 20°) i huvudutloppet vid Tegelviken i Stockholm den 8. och 9. juni 1937. Torrsväder. Enligt gatukontorets mätningar.

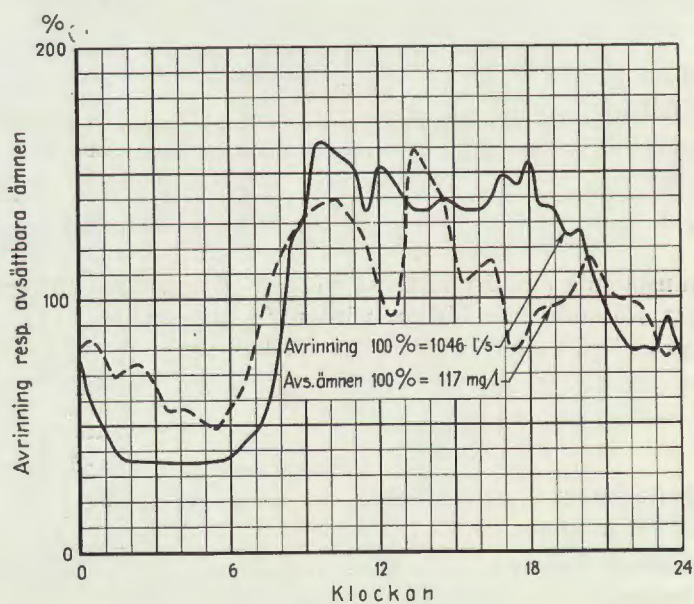


Fig. 28. Avloppsvattenavrinning och förorening genom organiska + oorganiska avsättbara ämnen i huvudutloppet vid Tegelviken i Stockholm den 8. och 9. juni 1937. Torrsväder. Enligt gatukontorets mätningar.

Avloppsvattenföreningens växlingar.

Avloppsvattenavrinningens storlek är som tidigare nämnts underkastad stora växlingar under dygnet, varav följer att avloppsvattenföreningens storlek måste undergå motsvarande växlingar.

Avloppsvattnets koncentration är emellertid icke konstant. *Fig. 27* visar relativa storleken av avrinning och förening genom organiska ämnen (BS) för varje timme under dygnet i ett av Stockholms stads huvudutlopp. *Fig. 28* visar motsvarande värden för avrinning och förening genom avsätt-

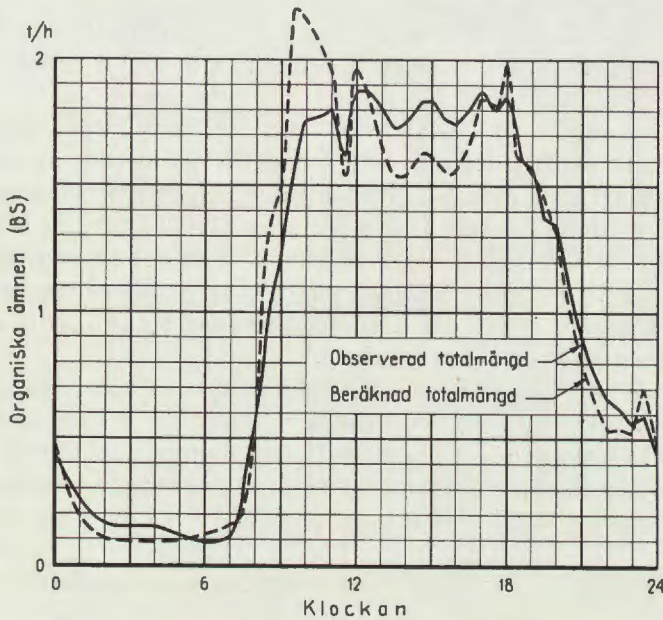


Fig. 29. Total förorening genom organiska ämnen (BS 5d 20°) i huvudutloppet vid Tegelviken i Stockholm den 8. och 9. juni 1937. Torrväder. Enligt gatukontorets mätningar. Observerade och i proportion till avrinningens kvadrat beräknade värden.

bara ämnen. Kurvorna grunda sig på fortlöpande mätningar under en tid av endast 24 timmar, men kunna dock anses vara representativa.

Den totala föroreningen, vilken erhålles såsom produkten av avrinningen och koncentrationen, varierar således under dygnet inom mycket vida gränser.

Av *fig. 27* och *28* framgår, att koncentrationen utan större fel kan anses vara proportionell mot avrinningens storlek. Den totala föroreningen blir enligt denna regel ungefär proportionell mot kvadraten på avloppsvattenavrinningen (*fig. 29*). Detta förhållande är av betydelse exempelvis vid klorening av avloppsvattnet, varvid doseringen tydligen kan ske i proportion till kvadraten på den framrinnande avloppsvattenmängden.

Avloppsvattnets avledande.

Olika slag av avloppssystem.

Avloppsvattnets avledande kan ske på flera sätt enligt olika s. k. avloppssystem.

I enklaste fall avledes endast spillvattnet jämte det från husgrunderna dränerade grundvattnet i slutna ledningar, under det att regnvattnet avledes ovan jord i öppna rännstenar och diken. Detta system benämnes *separatsystemet*.

Om spillvattnet och regnvattnet avledas i gemensamma slutna ledningar, säges vattenavloppet vara anordnat enligt det *kombinerade systemet*.

Därjämte förekomma ett flertal avloppssystem, som kunna anses intaga en mellanställning mellan det separata och det kombinerade systemet. Vid separatsystemet är man ofta besvärad av det regnvatten, som vid häftiga regnfall flödar från stuprören. Dessa anslutas därför stundom till de separata spillvattenledningarna. I andra fall avledes en del av regnvattnet från rännstenarna till de separata ledningarna. I sådana fall sägas vattenavloppen vara anordnade enligt det *kombinerade systemet med begränsad regnvattentillrinning*.¹

Om spillvattnet avledes i ett särskilt ledningssystem och regnvattnet i ett annat därifrån skilt ledningssystem, säges vattenavloppet vara anordnat enligt *duplikatsystemet*. Övergångsformer kunna även här förekomma. I andra fall förses rännstensbrunnarna med *regleringsanordningar*, som avbördä en viss begränsad mängd regnvatten till de separata ledningarna.

De olika förekommande avloppssystemen kunna sammanfattas enligt följande schema:

A. Separatsystemet.

B. Kombinerade systemet.

- a. Kombinerade systemet med obegränsad regnvattentillrinning.
- b. Kombinerade systemet med begränsad regnvattentillrinning.

C. Duplikatsystemet.

- a. Helduplikata systemet.
- b. Duplikatsystem med begränsad regnvattentillrinning.

Vattenavloppen utföras huvudsakligen enligt separatsystemet eller det kombinerade systemet. De mer eller mindre komplicerade mellanformerna användas numera sällan. Några ekonomiska fördelar kunna de knappast innebära.

¹ I fråga om dessa speciella avloppssystemens nomenklatur råder en viss förvirring. Man talar således exempelvis om både separata och kombinerade system med begränsad regnvattentillrinning. Så snart en avloppsledning avleder såväl spillvatten som regnvatten bör den emellertid benämnas kombinerad.

Separatsystemet.

Separatsystemet användes huvudsakligen för enskilda gårdar, byar och mindre samhällen, vilka sakna större utvecklingsmöjligheter och där regnvattnet utan nämnvärda olägenheter kan avledas i öppna diken.

Under förutsättning att ledningarna utföras med täta fogar, så att inläckning av grund- och regnvatten förhindras, kunna de utföras av 150, 225 och i undantagsfall 300 mm diameter. Separatsystemet är därför det billigaste av alla avloppssystem. På grund av de små ledningsdimensionerna och de måttliga vattenmängdsvariationerna hålla sig de separata ledningarna lätt rena och kunna vid behov utan svårighet spolrenas med vatten från vattenledningens brandposter.

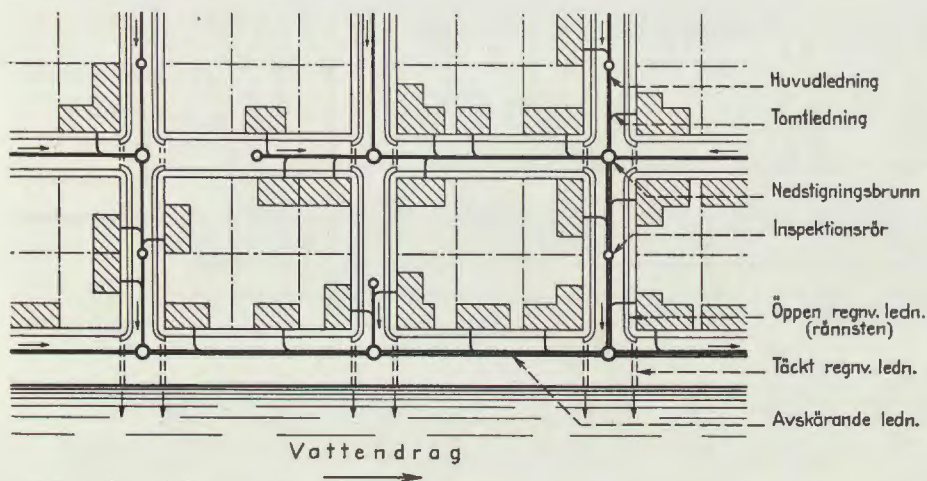


Fig. 30. Vattenavlopp enligt separatsystemet.

Fig. 30 visar ett avsnitt av ett vattenavlopp, anordnat enligt separatsystemet.

Om samhället utvecklas på sådant sätt, att de öppna diken måste tagas i anspråk för gångbanor m. m., ligger det närmast till hands att ersätta diken med slutna underjordiska ledningar enligt duplikatsystemet. En förutsättning härför är att de separata ledningarna vid denna tidpunkt alltså befinner sig i gott skick. I motsatt fall är det i regel lämpligare att slopa de bristfälliga separata ledningarna och utbygga ett nytt vattenavlopp enligt det kombinerade systemet.

Grundvattnet från husgrundernas dräneringsledningar ledes till en samlingsbrunn, från vilken det via ett vattenlås avledes till den separata spillvattenledningen. Regnvattnets avledande ovan jord till regnvattendiket medför ofta olägenheter, vilka dock kunna avsevärt reduceras genom ordentlig täckdikning av tomtmarken. Denna möjlighet synes vara alltför litet beaktad och förtjänar att uppmärksammas även i det fall, då vattenavloppet ordnas enligt det kombinerade systemet.

Kombinerade systemet.

Det kombinerade systemet är det äldsta och vanligaste och ur många synpunkter mest tilltalande. Det är enkelt, fullständigt och effektivt, i det att det möjliggör bortledandet av allt avloppsvatten genom ett enda ledningsnät. Det kräver dock noggrann beräkning, för att icke uppdämning med åtföljande källaröversvämningar skall uppkomma i besvärande omfattning.

Fig. 31 visar ett avsnitt av ett vattenavlopp, anordnat enligt det kombinerade systemet.

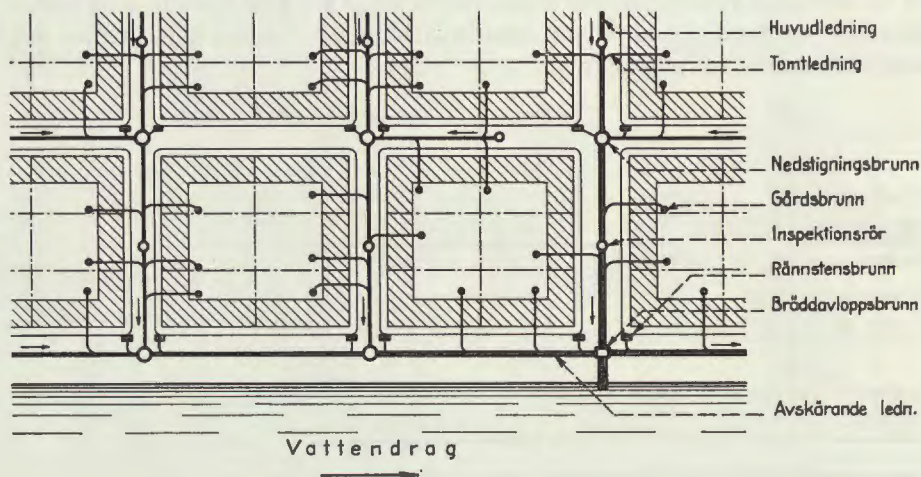


Fig. 31. Vattenavlopp enligt kombinerade systemet.

Anläggningskostnaden torde i allmänhet vara 50 à 100 % högre än för det separata systemet. Det kombinerade systemets fördelar äro emellertid så framträdande, att det trots merkostnaden ofta användes även i sådana fall, då det separata systemet utan väsentliga olägenheter skulle kunna tillämpas.

På grund av de stora ledningsdimensionerna söker man vid det kombinerade systemet framdraga huvudledningarna så direkt som möjligt till recipienten. Ofta är dock recipientens självreningsförmåga otillräcklig för att medgiva en dylik vattenavledning eller också är recipienten så belägen, att avloppsvattnets utsläppande på nämnda sätt medför olägenheter av estetisk eller annan art. Dessa missförhållanden kan man då avhjälpa genom att längs stranden anlägga en avskärande ledning, vilken dimensioneras för avledande av en viss del av den i de kombinerade huvudledningarna framrinnande vattenmängden. Den överskjutande avloppsvattenmängden vid häftigare regnfall avbördas direkt till recipienten.

Den erforderliga regleringen av avtappningen från den kombinerade huvudledningen till den avskärande ledningen sker i en bräddavloppsbrunn. Regleringen sker vanligen medelst skibord eller munstycke. Till den avskärande ledningen brukar vanligen avledas intill 5 à 10 ggr medel-spillvattenavrinningen.

Dräneringsområdet närmast stranden är stundom så låglänt, att erforderligt källardräneringsdjup icke kan erhållas genom de kombinerade ledningarna. Detta område kan då med fördel avvattas medelst separata ledningar till den avskärande ledningen, vilken kan förläggas på erforderligt djup under vattenytan i recipienten.

Om vattenståndet i recipienten är underkastat stora förändringar, skulle ofta de kombinerade ledningarna på en viss sträcka närmast utloppet komma att vid torrväder gå uppdämda, vilket på grund av den genom uppdämningen minskade vattenhastigheten skulle kunna försäkra besvärande avsättningar i ledningarna. Till förebyggande härav brukar i bräddavloppsbrunnen nedströms om bräddavloppet anordnas en utbalanserad klafflucka, en anordning som därjämte är av ekonomisk betydelse i de fall, då avloppsvattnet måste pumpas (*fig. 32*).

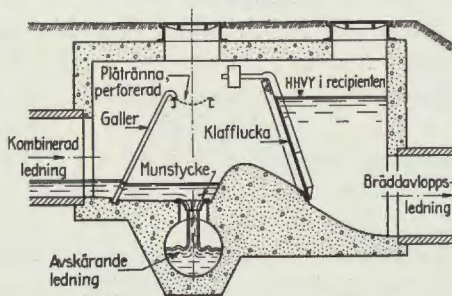


Fig. 32. Bräddavloppsbrunn med utbalanserad klafflucka.

Bräddavloppsbrunnarna böra förses med galler och eventuellt flytande skumbord till förhindrande av att grövre orenlighet medföljer det över bräddavloppet avbördade vattnet till recipienten. Vid mindre bräddavlopp blir regleringsfrågan ofta svår att ordna i det fall att regleringen sker medelst munstycke. Mindre munstycken sätta nämligen lätt igen sig och måste därför skyddas medelst galler, som ofta måste tillses och rensas, om bräddavloppet skall kunna fylla sin uppgift. För undvikande av ofta återkommande dyrbar rensning kan det vara ekonomiskt motiverat att vid mindre bräddavlopp överdimensionera munstyckena.

Jämförelse mellan separatsystemet och det kombinerade systemet.

Ifråga om förorenings storlek i recipienten finns ingen större skillnad mellan separatsystemet och det kombinerade systemet. Den totala avloppsvattenföroreningen blir visserligen större vid det kombinerade systemet, men även vid separatsystemet måste smutsigt regnvatten tillföras recipienten, ehuru den härigenom försäskade förorenings storlek icke kan direkt mätas.

Avloppsvattnets rening blir vid separatsystemet betydligt enklare än vid det kombinerade systemet. Bl. a. kan sedimenteringsanläggningen utföras med mindre yta, sandfångaren utelämnas och slamrötkammaren göras mindre.

Avloppsvattnets rening vid större anläggningar.

Reningsgrad och reningsförfaranden.

Reningsgrad.

Sedan föroreningsens storlek bestämts och de tillgängliga recipienternas förmåga att oskadliggöra föroreningar uträknats under hänsynstagande jämväl till övrig förorening inom vattenområdet och sedan sålunda den erforderliga reningsgraden blivit fastställd, återstår att avgöra, vilka hjälpmedel för avloppsvattnets rening och behandling som bära väljas för uppnående härav.

Till rening kan hänföras strängt taget varje förfarande som innebär ett avskiljande av föroreningar. Rening äger alltså rum vid sådana förfaranden som sand-, fett- och slamavskiljning, kemisk fällning m. fl. Vid andra förfaranden, såsom klorering, beskickning över biologiska bäddar m. fl., sker ej enbart en rening i nämnda bemärkelse utan till stor del en omvandling av avloppsvattnets föroreningar på sådant sätt, att de icke längre eller i mindre grad ge upphov till olägenheter. Vid dessa förfaranden bör man därför kanske hellre tala om avloppsvattnets *b e h a n d l i n g* (eng. *treatment*). De förfaranden, vid vilka blott behandling äger rum, förorsaka emellertid ofta sekundär förorening (sid. 8—10).

Begreppen *reningsgrad* och *reningseffekt* missförstås ofta av lekmannen. Med reningseffekt avses effektiviteten hos ett visst reningsförfarande, t. ex. vid slamavskiljning den avskilda slammängden i förhållande till den tillförda, vid biokemisk rening minskningen av avloppsvattnets biokemiska syreförbrukning i förhållande till den ursprungliga, vid sterilisering minskningen av antalet bakterier i allmänhet eller av visst slag, t. ex. *B. coli*, i förhållande till det ursprungliga. Det är givet, att dessa siffror var för sig icke angiva, hur »rent» avloppsvattnet verkligen blivit, d. v. s. vilken reningsgrad som uppnåtts. Efter en slamavskiljning med 99 % reningseffekt kvarstår större delen av antalet bakterier, ungefär hälften av de syrekonsumerande ämnena o. s. v. Endast genom att fastställa vattnets viktigare egenskaper före och efter reningen resp. behandlingen, d. v. s. reningseffekten med avseende på var och en av dessa egenskaper, är det möjligt att erhålla ett tillfredsställande begrepp om reningsgraden. Vattnets benägenhet att förorsaka sekundär förorening måste därjämte beaktas.

Reningsförfaranden.

Med hänsyn till den reningsgrad, som kan uppvisas vid olika reningsförfaranden, skiljer man mellan *låggradig* och *höggradig* rening. Med låggradig rening avses borttagandet av de uppslammade föroreningarna, varigenom vanligen en reningsgrad, uttryckt såsom biokemisk syreförbrukning, av intill 50 % kan uppnås. Med höggradig rening avses dessutom reduktion av mängden kolloida och lösta föroreningar i vattnet, varigenom vanligen en reningsgrad motsvarande 70—95 % reduktion av den biokemiska syreförbrukningen kan uppnås.

För åstadkommande av låggradig rening användas galler, silar, sandfångare, fettavskiljare, sedimenteringsbassänger o. s. v., till vilka komma anordningar för oskadliggörande av de avskilda föroreningarna, såsom komposter eller förbränningsugnar för rens och fett, röt-kammare, vakuumfilter o. dyl. för slam. Högradig rening sker med tillhjälp av kemisk fällning, låg- eller högbelastade biologiska bäddar samt aktivt slam, i samtliga fall i förening med slambehandlingsanläggning av lämplig typ.

Såsom av ovanstående framgår består varje avloppsreningsverk av dels anordningar för rening eller behandling av avloppsvattnet, dels anordningar för oskadliggörande av de avskilda föroreningarna.

Valet av reningsförfarande och typ för reningsanordning beror av ett flertal faktorer, såsom avloppsvattnets beskaffenhet, speciellt med beaktande av förekomsten av industriellt avloppsvatten, reningsverkets läge i förhållande till samhället med hänsyn till undvikande av olägenheter, topografiska förhållanden och grundens beskaffenhet, anpassningsförmåga till säsongmässig drift m. m.

Föroreningarna i avloppsvattnet bruka ur reningsteknisk synpunkt indelas såsom på sid. 48 angivits.

En översikt av de reningsförfaranden, som f. n. tillämpas vid rening av kommunalt avloppsvatten, och den ungefärliga reningseffekt, som därvid kan påräknas, lämnas i nedanstående tabell:

Reningsförfarande	Reningseffekt, %		
	Uppslammade ämnen	Biokemisk syreförbrukning	Bakterier
Låggradig rening.			
<i>Mekanisk rening.</i>			
Silning.....	5—20	5—10	0—10
Sedimentering utan omröring.....	40—60	30—40	20—40
» efter ».....	50—70	30—50	30—50
» och filtrering.....	60—70	40—60	30—50
Högradig rening.			
<i>Kemisk rening.</i>			
Kemisk fällning.....	70—85	60—70	30—70
» » och filtrering.....	80—95	60—80	60—90
<i>Biologisk rening.</i>			
Högbelastade biologiska bäddar.....	80—90	70—90	50—70
Lågbelastade » ».....	85—95	85—95	85—95
Aktivt slam.....	85—95	85—95	85—95
Biologiska bäddar och sandfilter eller infiltration	100	95—100	95—100
Klorering.			
Av råvatten ¹	0	5—40	30—90
» låggradigt renat vatten.....	5—70	10—70	80—100
» högradigt » ».....	70—100	70—100	95—100

¹ Klorering av råvatten anses otillförlitlig. Avloppsvatten bör före klorering ha undergått åtminstone silning genom duk med 1.5 mm fri maskvidd.

Vid medelstora och stora reningsanläggningar ha under årens lopp tillkommit allt flera förrenings- och förbehandlingsanordningar, såsom sten- och sandfångare, hand- och maskinrensade galler, rensskärare, fettavskiljare, förluftningsbassänger m. m., vilka äro motiverade, enär de göra anläggningen estetisk, luktfri, mera lättskött o. s. v., men som också medföra komplicerad och höja anläggningskostnaden.

Olika synpunkter göra sig gällande vid konstruktion av å ena sidan medelstora och stora anläggningar och å andra sidan små anläggningar, betingade av teknikens möjligheter, fordringar ifråga om skötsel m. m. Dessa båda grupper böra därför behandlas var för sig. För små anläggningar skall redogöras i det följande (sid. 137 ff).

Förrening.

Avskiljande av större föremål, sten, grus och sand, fett m. m. kan vara nödvändigt eller ändamålsenligt för möjliggörande eller underlättande av ett reningsverks drift. Stora föremål kunna sätta igen pumpar, rör, regleringsöppningar m. m.; sten, grus och sand kan samla sig i behållare, rörledningar, mätinstrument m. m., och fett ger i kanaler och bassänger upphov till fettränder, där det ofta råkar i jäsning och förorsakar från lukt. Dessa olägenheter avlägsnas eller minskas genom lämpliga förreningsanordningar.

Galler, rensskärare m. m.

Galler användes för grov förrening och som skydd för reningsverkets olika delar. Gallret utgöres av mer eller mindre glest ställda stänger. Avståndet mellan dessa bestämmes med hänsyn till de delar av anläggningen, som skola skyddas. Vanligen gäller det att tillse, att ej större föremål få passera än att pumpar, slamledningar m. m. ej igensättas, i varje fall ej alltför ofta. Under senare år ha pumpkonstruktionerna förbättrats ofantligt, och som tillfredsställande pumpskydd kunna galleröppningar av 50 mm, undantagsvis upp till 150 mm tillåtas. Särskilda konstruktioner för att hindra, att långa föremål passera gallret, ha också prövats (*fig. 33*).

Så snart maskinrensade galler komma till användning, bör ett grovgaller (vrakgrind) för handrensning alltid finnas vid inloppet till varje stor anläggning. Grovgallret kräver ytterst ringa skötsel.

Renset, vars mängd i hög grad beror av den fria bredden mellan gallerstavarna, upptages för hand eller medelst maskinell transportanordning. Vid den nedsänkta rensskäraren (eng. comminutor) (*fig. 34*) skäres det vid avskiljandet i smådelar, som kunna passera öppningarna i maskinen, varigenom något rens ej behöver omhändertagas. En liknande princip tillämpas ofta för det vid vanliga galler upptagna rensset, i det att detta behandlas i en tuggmaskin och återföres till uppströmssidan av gallret, varvid smådelarna utan olägenhet kunna passera.



Fig. 33. Galler avsett att hindra långa föremål att passera.

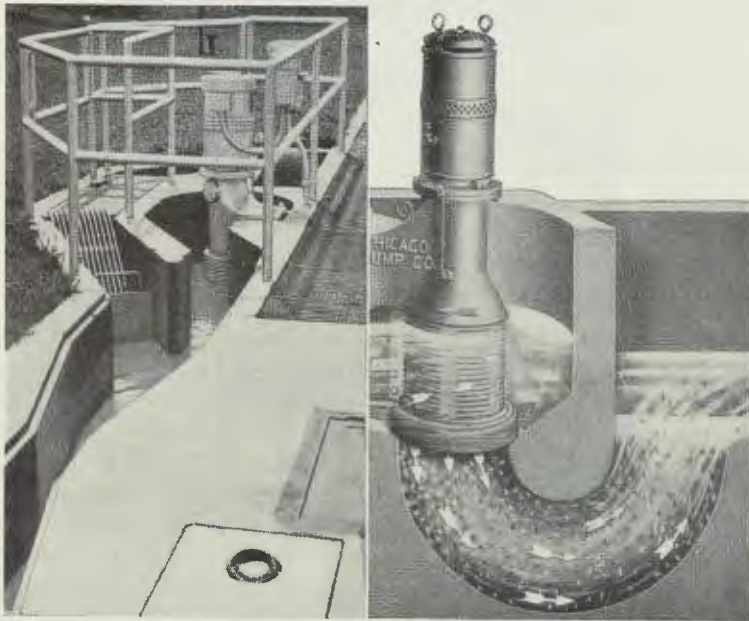


Fig. 34. Nedsänkt rensskärare. T. v. venturikanalmätare, rensskärare och förbiledning, t. h. rensskäraren med sin tandförsedda roterande slitstrumma, som för rensat mot en skärkam av hårdmetall.

Handrensade galler medföra förutom obehag vid skötseln dålig lukt och ofta rätt stor tryckförlust, vartill kommer att öppningarna successivt sätta igen sig, så att betydligt mindre föremål avskiljas än som avsetts, varigenom rensmängden avsevärt ökas. De kontinuerligt rensade gallren beteckna därför otvivelaktigt ett framsteg.

Sten- och sandfångare.

På ett så tidigt stadium som möjligt avskiljas de tyngre sjunkande ämnena, såsom sten, grus och sand, i sten- och sandfångare, d. v. s. vanligen efter det att avloppsvattnet passerat grovgallret.

Stenfångaren består av en jämförelsevis liten trattformig fördjupning, vilken rensas med mudder- eller gripskopa eller för hand.



Fig. 35. Sandfångare enligt BLUNKS konstruktion vid torrväder. Bockum, Westfalen.

Sandfångare finnas av ett flertal olika typer. I sin enklaste form består sandfångaren av en fördjupning eller utvidgning av ledningen till en ränna, i vilken vattenhastigheten nedsättes så mycket att sanden kan sedimentera inom den disponibla sträckan, under det att organiskt slam om möjligt hålles svävande eller i allt fall ej i större mängd hinner nå botten. Ofta läggs två rännor bredvid varandra, vilka drivas alternerande, så att den ena kan rensas medan den andra är i drift (fig. 40). Den enkla sandfångaren har den nackdelen, att sanden i regel blir mycket oren, därför att vattenhastigheten vid torrväder blir så ringa, att organiskt slam sedimenterar. För undvikande härav ger man stundom rännan särskilt formad tvärsektion, förser den med lämpliga skibord e. dyl.

På senare år ha för medelstora och större anläggningar mera tillfredsställande konstruktioner kommit till utförande, t. ex. de amerikanska enligt DORR, LINKBELT, REX m. fl., som grunda sig på effektiv tvättning av san-

den, eller den tyska enligt BLUNK, som grundar sig på såväl bibehållandet av en konstant vattenhastighet som tvättning av sanden. BLUNKS sandfångare framgår av *fig. 35*. Genom en sinnrik anordning av koncentriska skibord med successivt stigande krönnivå hålles vattnets genomströmningshastighet vid torrväder och regnväder inom vissa trånga gränser. Sanden



Fig. 36. Sandfångare enligt Vattenbyggnadsbyråns konstruktion. I förgr. sandfångarens inloppsända under pågående sanduppfördring och sandtvättning. Västerås.

tvättas genom inblåsning av vatten och luft vid botten och uppfordras med luft enligt mammutprincipen. En olägenhet vid denna typ är luftinblåsningen, som kan sprida lukt, om slammet tillåtes bli gammalt, vidare den föga effektiva tvättningen och ibland även det stora grundläggningsdjupet. Dessa olägenheter undvikas i huvudsak vid den på *fig. 36* visade konstruktionen, som grundar sig på emscherbrunnsprincipen. Sanden uppfordras med vattenejektorer till en sandtvätt, från vilken tvättvattnet återgår till sandfångarens inlopp.

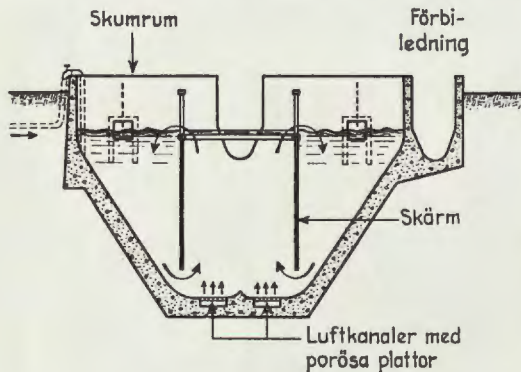
Fettavskiljare.

Fettavskiljningen är utan tvekan numera ett av de viktigaste men tillika svåraste problemen inom avloppsvattnets reningsteknik.

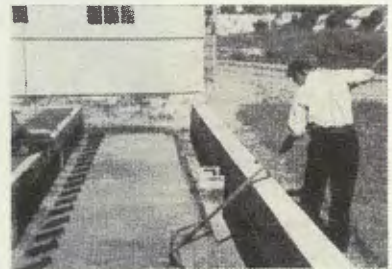
Grundläggande är, att fett, olja och liknande produkter, t. ex. tjära, skola avskiljas så nära som möjligt invid den plats, där de tillföres kloaknätet. De häfta eljest vid slammet och kunna endast i viss utsträckning åter frigöras därifrån.

I ledningarna bilda fettämnen gärna tjocka beläggningar, som avsevärt kunna nedsätta ledningarnas vattenförande förmåga. Vid reningsverken försvåra eller hindra fettämnen biologisk rening, avvattning och slamtorkning, samt förorsaka stort rengöringsbesvär, dålig lukt m. m. I recipienten hindra de bl. a. syreupptagningen från luften.

En fettavskiljare vid reningsverkets inlopp utgör vid överbyggda anläggningar ett skydd mot explosionsfara och mot giftiga gaser, som kun-



a. IMHOFFS konstruktion.
Tvärsektion.



b. FABERS konstruktion. T. v. luftinblåsning, t. h. fettutspolningsränna.

Fig. 37. Fettavskiljare med luftinblåsnings- och lugnvattenkammare.

na följa med avloppsvattnet. När — särskilt vid det kombinerade avloppssystemet — risk alltid förefinnes, att stora mängder bensin medfölja avloppsvattnet, t. ex. från en förolyckad tankvagn, utgör fettavskiljaren ett nödvändigt komplement till varje överbyggd anläggning med öppna bassänger.

Ehuru fett, olja och tjära till stor del flyta, kunna icke obetydliga mängder hålla sig svävande i vattenmassan, under det att en del sjunker till botten. Svävande och sjunkande fettämnen förekomma särskilt bland mineraloljor och tjärprodukter. Reningsmetoderna måste rättas därefter. I regel kräves för effektiv oljeavskiljning rening medelst såväl flotation och sedimentering som filtrering. Animaliska och vegetabiliska fettämnen kunna dock avlägsnas genom enbart flotation.

För effektiv fett- och oljeavskiljning krävas rätt stora bassängytor. De flesta anläggningar äro i detta avseende alldeles otillfredsställande. Skilda ämnen förhålla sig emellertid därvid mycket olika. Samma bassäng kan givetvis användas för såväl flotation som sedimentering. De ofta nyttjade luftinblåsningssängerna synas ej vara särskilt effektiva men kunna förbättras, om de förses med en långsgående lugnvattenkammare (fig. 37).

Klorerad luft höjer fettutvinningen avsevärt; i en del fall har en ökning av 300—400 % konstaterats. Ännu effektivare synes det vara med förluftning eller frigörande av löst luft t. ex. enligt system Adka eller Aero-mix.

Ur starkt fetthaltiga avloppsvatten sker fettavskiljningen ofta genom beskickning över absorptionsbäddar av koks eller ännu bättre träull, som synes vara både mera ekonomisk och effektiv än koksen.

Genom flotation, sedimentering och absorption kan man i en god anläggning uppnå en reningseffekt av c:a 95 % ibland t. o. m. högre.

Här förordad lokal avskiljning kan vanligen genomföras vid alla större enheter, d. v. s. överallt, där en större mängd fetthaltigt avloppsvatten tillföres kloaknätet, t. ex. centralkök, slakterier, bil- och bussgarage, lokstallar, oljeindustrier, gasverk. Men även från alla mindre enheter t. ex. hushåll, butiker, privata garage, avgår på grund av deras stora antal en icke obetydlig sammanlagd mängd fett och olja. Dessa föroreningar måste avskiljas vid det kommunala reningsverket. Fettavskiljningen vid reningsverket sker vanligen med fördel i samband med en där anordnad förluftare eller eventuellt genom skumning av flytande ämnen på sedimenteringsbassängernas yta.

Fett, olja och tjära, som tillvaratages vid lokala anläggningar, kan i regel utnyttjas för tekniska ändamål efter lämplig raffinering eller för uppvärmning genom förbränning. Fett, som tillvaratages vid de kommunala reningsverken, är däremot mycket förorenat och därför mindre värdefullt. Enär det vanligen till övervägande del är av animaliskt och vegetabiliskt ursprung, kan det utjäsas i rötkammare och producerar då slamgas i betydande mängd. Det kan även oskadliggöras, t. ex. genom kompostering.

Av synnerligen stor praktisk betydelse är det, att ordentlig skötsel ägnas de lokala fett- och oljeavskiljarna. Det vore kanske lämpligast, att de övervakades av samhället, men sådan övervakning är ofta svår att genomföra. Misskötsel kan emellertid medföra avsevärda olägenheter, och ständig uppmärksamhet måste därför ägnas dylika anläggningar.

Förluftare.

Den vid fettavskiljningen nyttjade luftinblåsningen åstadkommer en förluftning¹ av avloppsvattnet, vilken även ur andra synpunkter är av värde. Det är särskilt i Förenta Staterna som man använt förluftning, som där var tämligen allmän långt innan man uppmärksammat värdet av fettavskiljningen. Förluftningen åstadkommer nämligen en värdefull syrsättning av det vid framkomsten till reningsverket ofta syrefattiga avloppsvattnet, så att det hålles färskt under det jämförelsevis långa uppehållet i reningsverket. Den minskar vattnets biokemiska syreförbrukning, åstadkommer en viss flockning av slammet, varigenom sedimenteringen ökas, förhindrar jäsning,

¹ Benämningen förluftning användes till skillnad från den luftning, som förekommer vid aktivt slamförbandet (sid. 88).

uppflytning av sedimenterat slam och utveckling av dålig lukt samt underlättar behandling i biologiska anläggningar, vilkas kapacitet därjämte något ökas. Kort sagt, förluftningen medför en värdefull allmänförbättring.

Slamavskiljning.

Slamavskiljning ur avloppsvatten kan ske medelst ett flertal olika metoder: sedimentering, filtrering, centrifugering, separering m. m., men endast sedimenteringen och i viss utsträckning filtreringen ha hittills erhållit praktisk betydelse.

Sedimentering.

Sedimentering är som ovan nämnts vad som vanligen avses med låggradig rening. Sedimentering användes emellertid även vid höggradig rening genom kemisk fällning, biokemiska bäddar eller aktivt slam. Sedimenteringsbassängen är alltjämt det viktigaste organet i ett avloppsreningsverk.

Åt sedimenteringsanläggningarnas utformning har hittills ägnats otillräcklig uppmärksamhet. Störande strömningar i bassängen kunna i hög grad inverka på sedimenteringsförloppet, med påföljd att ett starkt växlande reningresultat erhålles. Bassängens form, in- och utloppsanordningar, skärmar m. m. äro därför av den allra största betydelse.

Sedimenteringsprocessens förlopp i sedimenteringsbassänger av olika typer blev i huvudsak klarlagd genom HAZENS år 1904 utförda teoretiska undersökningar.

I en vätska faller en partikel till en början med accelererad hastighet, men uppnår mycket snart sin sluthastighet, då rörelsemotståndet har samma storlek som fallkraften. Sluthastigheten utgör enligt STOKES

$$v = \frac{2}{9} \cdot \frac{(e - e_0) g r^2}{\mu} \dots \dots \dots (26)$$

- där v = sluthastigheten, i cm/s;
 e = partikelns täthet, i g/cm³;
 e_0 = vätskans täthet, i g/cm³;
 g = tyngdkraftens acceleration, i cm/s²;
 r = partikelns radie, i cm;
 μ = vätskans viskositet, i g/cm · s.

När partiklar inkomma i en sedimenteringsbassäng med laminär horisontal strömning, börja de falla med sina sluthastigheter, men föras därjämte av strömmen med konstant hastighet mot utloppet. Härigenom bringas de att röra sig mot botten i rätliniga banor, vilkas lutning blir olika alltefter partikelstorleken, vattenhastigheten, m. m. Betecknas bassängens längd, bredd och djup med resp. l , b och h , den horisontala vattenhastigheten med v och sjunkhastigheten med v_s , blir villkoret för att den minsta partikeln skall träffa botten och sålunda avskiljas

$$\frac{h}{v_s} = \frac{l}{v} \dots \dots \dots (27)$$

Betecknas bassängens area med A och vattenmängden med Q , blir

$$\frac{h}{v_s} = \frac{l}{Q/hb} = \frac{hbl}{Q} = \frac{hA}{Q}$$

eller $v_s = \frac{Q}{A} \dots \dots \dots (28)$

Kvoten Q/A benämnes ytbelastningen och anger sjunkhastigheten för den minsta partikel, som en viss bassäng under ovan angivna förutsättningar teoretiskt förmår att med säkerhet avskilja. Av ekv. (28) framgår, att reningsförmågan hos en bassäng är direkt proportionell mot partikelns sjunkhastighet och bassängens yta, men oberoende av dess djup. Uppehållstiden är däremot ifråga om sedimentering utan betydelse. Detta gäller såväl kornigt som flockigt slam, så länge partiklarna äro fria från varandra. Vid sammanflockning ernås ett bättre resultat än formeln anger.

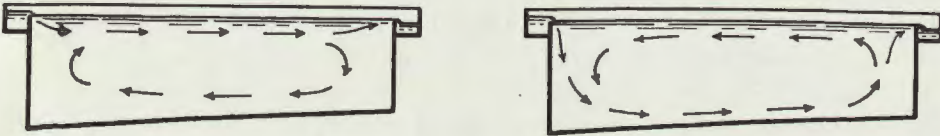


Fig. 38. Yt- resp. bottenström i sedimenteringsbassäng.

Störningar vid sedimenteringsprocessen. Härledningen av den ovan anförda grundkv. (28) förutsätter, att strömningen i sedimenteringsbassängen är laminär och fri från störningar. Mer eller mindre framträdande störningar förekomma emellertid alltid beroende på vattnets beskaffenhet, bassängens konstruktion, luftens rörelse m. m.

Redan vid inloppet i en sedimenteringsbassäng förorsakas störningar till följd av det inkommande vattnets kinetiska energi. Denna är i tilloppsledningen ofta flera tusen gånger så stor som i bassängen. En oriktig fördelning av vattnet över bassängens bredd förorsakar sido- eller mittströmmar. En oriktig fördelning i vertikalled kan ge impulsen till yt- eller bottenströmmar (fig. 38). Men även om fördelningen är likformig över bassängens hela tvärsektion, erhålles omedelbart efter fördelningsanordningen en längre eller kortare turbulent zon, inom vilken vattnet rör sig i virvlar, så att praktiskt taget ingen sedimentering av lättare partiklar äger rum. Det gäller att få denna ineffektiva störningszon så kort som möjligt.

Även om fördelningen vid inloppet är idealisk, kunna emellertid störande strömmar uppstå i bassängen. Till följd av vattnets varierande beskaffenhet uppkomma lätt yt- eller bottenströmmar. Blåst ger vid öppna bassänger upphov till mer eller mindre oregelbundna strömkantringar.

Ytströmmar verka på samma sätt som en minskning av bassängens djup. Enär djupet som nämnt inom vida gränser icke är av någon betydelse, hind-

ras ej härigenom sedimenteringen; tvärtom förbättras förhållandena, i det partiklarna hastigt sjunka till ett lugnare vattenskikt, i vilket de kunna nå botten utan att åter bortföras. Ytströmmar äro dessvärre sällsynta och inträffa egentligen endast vid plötslig och markerad temperaturhöjning hos det inkommande vattnet.

Bottenströmmar ge i regel upphov till valsbildning hos det överliggande vattenskiktet, varigenom strömhastigheten förstärkes. De kunna ej blott avsevärt minska eller hindra sedimenteringen, utan även erodera löst avlagrat bottenslam, så att det avgående vattnet tillfälligtvis blir sämre än det inkommande och därigenom förorsakar en katastrofal överbelastning av eventuellt efterföljande reningsanordningar. Bottenströmmar uppstå till följd av sjunkande temperatur hos det inkommande vattnet, men framför allt till följd av högre specifik vikt hos detta, förorsakad av avsevärt högre slamhalt (och ibland salthalt) än hos det avgående vattnet. Bottenströmmar äro därför en *normal* företeelse hos en bassäng, som icke är försedd med speciella anordningar till förhindrande därav.

Åtgärder för uppnående av en hög och jämn sedimenteringseffekt. Betydelsen av en god inloppsanordning har redan framhållits. Minst lika viktiga äro emellertid följande ytterligare åtgärder.

För att uppnå det tillstånd, som förefinnes vid ytströmning, kan man vid bassängens botten anordna vertikala skärmar, vilka, rätt anbringade och av lämplig konstruktion, även ha visat sig kunna eliminera bottenströmmarna.

En ytterligare förbättring av sedimenteringen kan uppnås genom successiv avledning av vattnet ur sedimenteringsbassängen. Genom avledning av vattnet vid ytan, allteftersom det klarnar, minskas ytbelastningen på den efterföljande sträckan och sedimenteringen förbättras. Denna princip tillämpades redan omkring år 1889 av ROTHE och RÖCKNER i Tyskland, men torde senare ha fallit i glömska. Genom successiv avledning på nämnda sätt motverkas även de skadliga bottenströmmarna.

Av ytbelastningsteorien följer, såsom HAZEN påpekat i sin avhandling år 1904, att uppdelning av sedimenteringsbassängen med horisontala (eller snedställda) plan bör giva en motsvarande lägre ytbelastning och sålunda förbättrad effekt. Denna principens obegränsade tillämpning hindras endast av störningszonen vid in- och utlopp samt svårigheten att avlägsna slam och reservera plats för ett »förtätningsskikt» (se nedan).

Slammets avvattning vid sedimenteringen. Vid sedimentering av slam ur vatten sker en förtunning av de övre vattenskiikten och en förtätning mot botten. Normalt, kornigt slam sjunker, tills kornen stöda mot varandra och ett slamskikt bildas. Mycket finkornigt slam, som är elektriskt laddat, sjunker, tills ett visst avstånd nåtts mellan partiklarna och repulsionen blivit så stor, att sjunkkraften uppväges. Flockigt slam, som intar en relativt stor volym, förtätas snabbt, tills flockpartiklarna nå varandra, men därefter fortgår sjunkningen ytterst långsamt, varigenom meterhöga, starkt

vattenhaltiga skikt kunna bildas. Gränsen mellan förtätningsskiktet och slamskiktet är mer eller mindre obestämd och beror i någon mån på vad som menas med slamskikt. Man kan emellertid i regel finna ett språngskikt ifråga om vattenhalten, vilket markerar gränsytan mellan slam- och förtätningsskikten. Övergången till »slam» vid botten av förtätningsskiktet är framförallt en vattenavgivningsfråga. Det övertryck som utövas av ständigt nytillkommande flockpartiklar, den höjd till vilken man låter förtätningsskiktet stiga, tiden under vilken förloppet fortgår, vattnets viskositet, skakningar o. dyl. äro avgörande för vattenhalten hos bottenskiktet.

Förtätningsskiktets betydelse vid sedimenteringen diskuterades ej av HAZEN, utan torde ha uppmärksamrats först under senare år.

Om, såsom ovan visats, bassängens djup inom vida gränser ej är av någon större betydelse för sedimenteringszonen, måste likväl med hänsyn till förtätningsskiktet den största uppmärksamhet ägnas åt frågan om lämpligt bassängdjup. Detta är av särskild betydelse vid sedimentering av avloppsvatten och i synnerhet om föroreningarna i avloppsvattnet på kemisk eller biokemisk väg, t. ex. genom kemisk fällning resp. aktivt slam, överförs till flockig form. Efter föregången flockning innehåller avloppsvatten en myckenhet slam, som till följd av sin avsevärda vattenhalt kan upptaga en mycket stor volym. Vid stor belastning av sedimenteringsrummet kan förtätningsskiktet lätt växa upp i sedimenteringszonen, varigenom vattenhastigheten ökas så starkt i denna, att sedimenteringen omöjliggöres. Man måste i så fall genom kontinuerlig slamrensning hålla nere nivån hos förtätningsskiktet, och ju högre belastningen är, desto fortare måste slamrensningen ske. Det är emellertid samtidigt viktigt, att förtätningsskiktet får byggas upp så högt som möjligt, enär endast härigenom den betydelsefulla avvattningen av slammet kan äga rum i största möjliga utsträckning redan i bassängen. Det har för ändamålet i vissa fall visat sig möjligt att medelst fotoceller reglera slamrensningen så, att förtätningsskiktets yta hålles mellan bestämda nivåer.

Förutom genom reserverande av ett tillräckligt djup i bassängen för förtätningsskiktet och verkställande av slamrensning på sådant sätt, att detta skikt till fullo utnyttjas, bör reduktion av vattenhalten hos slammet medan detta ännu befinner sig i bassängen åvägabringas genom dess nedskrapning och magasinering i djupa slamfickor. I Tyskland synes detta ha uppmärksamrats tidigare än i andra länder. Exempel på hithörande anordningar för avvattning av kloakslammet utgöra den s. k. KREMER-KUSCH-cylindern, IMHOFFS slamficka vid mitten av sedimenteringsbassängen i Essen-Rellinghausen, de djupa slamfickorna vid inloppsändan av MIEDER-bassängerna i Stahnsdorf m. fl.

Slammets avvattning medför stora tekniska och ekonomiska fördelar vid dess efterbehandling, såsom längre fram närmare skall klargöras, och man kan utan överdrift påstå, att slamavvattningen för närvarande är en dominerande teknisk fråga.

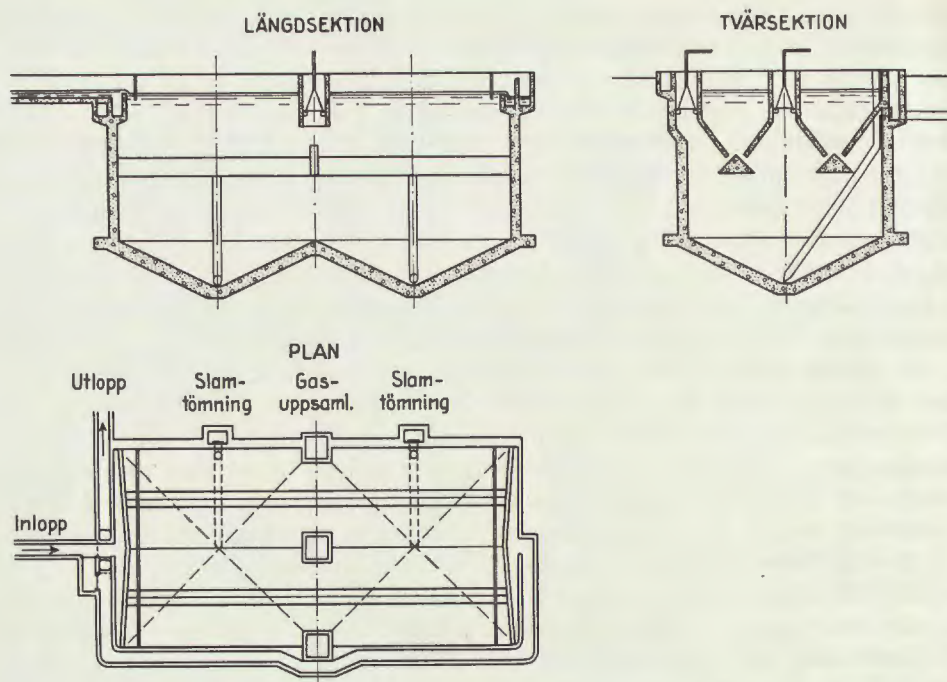


Fig. 39. Emscherbrunn med rektangulär planform. Plan och sektioner.

Konstruktionen av sedimenteringsbassänger i enlighet med ovanstående riktlinjer kan ske på en mångfald olika sätt, men endast tvenne huvudtyper ha kommit till allmän användning, nämligen sedimenteringsanläggningar med underliggande rötkammare — IMHOFF-, OMS-brunnar m. fl. — och sedimenteringsanläggningar med separat slambehandling. De senare kunna utföras med eller utan maskinell slamrensning.

IMHOFF-brunnen eller emscherbrunnen betecknade på sin tid ett stort steg framåt inom avloppsreningstekniken, i det att den till skillnad från den tidigare införda septiska tanken (sid. 142) lämnade ifrån sig avloppsvattnet färskt. Den är alltså en i många fall synnerligen användbar konstruktion. Ett utförande med rektangulär planform visas på fig. 39 och med cirkulär planform på fig. 40. Vattnet inledes vid ena ändan av en sedimenteringsränna och avledes under en skumskärm och över ett skibord vid motsatta ändan. Sjunkslammet glider utmed de starkt lutande bottenytorna genom en slits ned i ett såsom rötkammare tjänstgörande slamrum. Flytslammet stannar framför skumskärmen. Rötkammaren blir på detta sätt praktiskt taget kontinuerligt försedd med färskslam. Emscherbrunnen fordrar ringa tillsyn, sedan den väl kommit i normal drift.

Emscherbrunnen är emellertid behäftad med vissa svagheter. I dess normala utförande kan uppkomsten av dykströmmar ej förhindras. Det kan

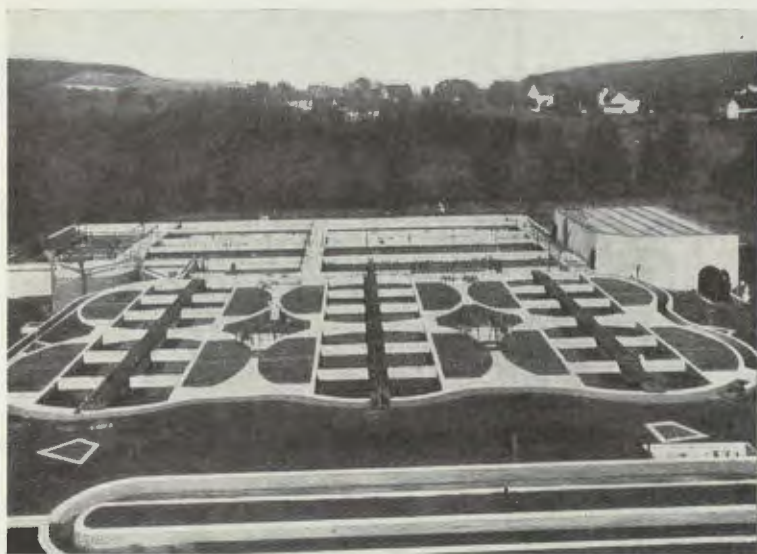


Fig. 40. Emscherbrunnar med cirkulär planform. I förgr. sandfångare med två rännor. Iserlohn, Westfalen.

t. o. m. inträffa, att en del av avloppsvattnet vid inloppsändan av sedimenteringsrännan dyker ned i slamrummet och pressar upp förskämt slamvatten vid utloppsändan. En liknande inverkan har det i slamrummet nedfallande slammet. Detta måste undantränga en motsvarande mängd slamvatten, som således pressas upp i sedimenteringsrännan och medföljer avloppsvattnet. Slamrummet kan ej värmas för underlättande av slamsönderdelningen, och den utvecklade gasen kan endast med svårighet uppsamlas. Det stora grundläggningsdjupet kan vid vattenförande mark eller eljest dåliga grundförhållanden vålla stora svårigheter. Ovanstående anföres ej för att förringa konstruktionens värde, men är förklaringen till att den vid medelstora och större anläggningar alltmera ersättes av sedimenteringsbassänger med därifrån skilda rötkammare eller andra slambehandlingsanordningar.

Sedimenteringsbassänger med horisontal strömning utan maskinell slamrensning ha i stor utsträckning kommit till utförande i England och Tyskland. De rensas med regelbundna mellanrum efter dekantering. De kunna utföras för låg kostnad, t. ex. såsom invallade bassänger belagda med tunna betongplattor, men enär de kräva ända till dubbelt så stor yta som maskinrensade bassänger och förorsaka svåra olägenheter vid rensningen både för omgivning och personal, måste de anses vara såväl i ekonomiskt som tekniskt avseende underlägsna de maskinrensade bassängerna.

Sedimenteringsbassänger med uppåtriktad strömning och med stark bottenlutning utan annan slamrensningensanordning än en slamavtappning eller ett slamuppfodringsverk ha däremot sin givna plats, särskilt för sedimentering av slamrika vatten (*fig. 41*).

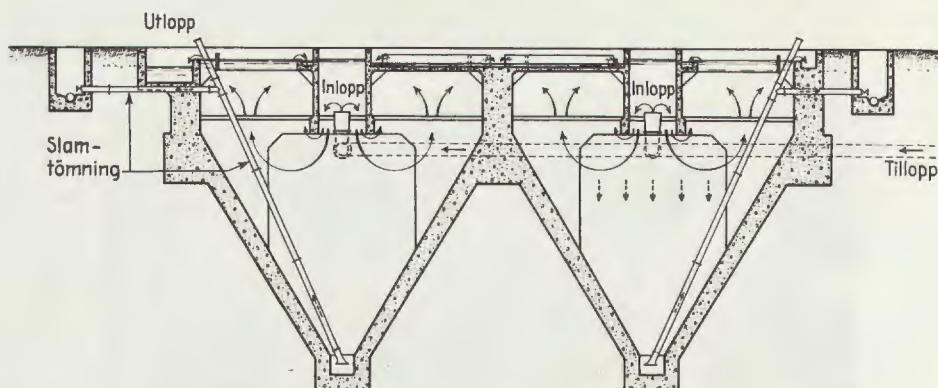


Fig. 41. Sedimenteringsbassänger av Dortmund-typ med centralt inlopp, uppåtriktad strömning och starkt lutande botten. Berlin-Stahnsdorf.

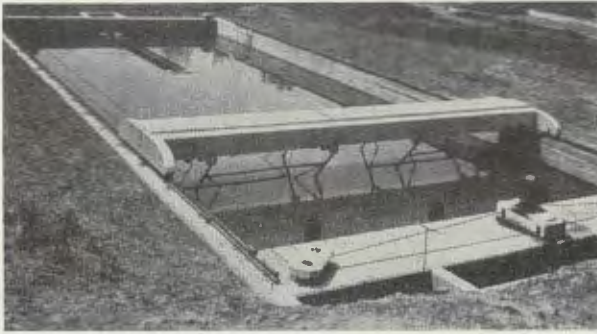
De maskinrensade bassängerna utföras med hänsyn till slamrensningssapparaternas konstruktion i två huvudtyper, nämligen runda och rektangulära. Det har länge diskuterats, vilken av dessa typer som är den lämpligaste. Åtminstone för närvarande torde det vara så, att man har större möjligheter att kontrollera strömningen i en rektangulär bassäng än i en cirkulär, och att man sålunda kan erhålla bättre och jämnare sedimenteringseffekt hos den förra än hos den senare. Den runda bassängen kan emellertid utföras i avsevärt större enheter och i allmänhet för lägre kostnad än den rektangulära, och den mycket stora skibordslängden torde liksom den retarderade ytbelastningen vara förmånlig. Strömkantringar kunna emellertid ytterst lätt inträffa. I regel kan man ej heller förbättra sedimenteringsresultatet genom ökning av dimensionerna, därest ej strömningen kontrolleras, och



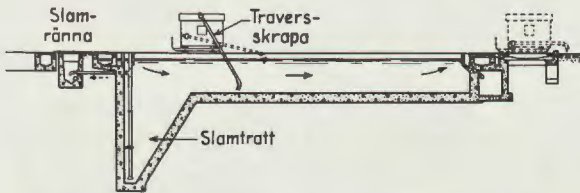
Fig. 42. Sedimenteringsbassäng med rektangulär planform och yttavledning. Kedjeskrapor för transport av slammet till slamtömningstrattar. Columbus, Ohio, U. S. A.

en viss ökning av bassängarean vid användning av stora runda bassänger är ingen garanti för erhållande av ett resultat, jämgott med det som är normalt vid väl kontrollerade rektangulära bassänger.

Vid rektangulära bassänger användas slamrensningssystem av slamskrapetyp, huvudsakligen enligt två skilda system: kedjeskrapor (*fig. 42*) och traversskrapor (*fig. 43*). Kedjeskraporna kunna drivas intermittent eller kontinuerligt utan tillsyn. Traversskraporna däremot fordra personal. En traversskrapa kan flyttas från bassäng till bassäng och kan



a. Vy av bassäng med automatiskt fram- och återgående slamskrapa.



b. Längdsektion av bassäng med handmanövrerad slamskrapa.

Fig. 43. Sedimenteringsbassäng med rektangulär planform. Traversskrapa av MIEDER-typ för transport av slammet till slamtömningssträttar.

därför användas för ett stort antal enheter. Båda dessa system kunna rensa även bassänger, som efter längre tids drift stått utan rensning och blivit fyllda med slam. Endast den förstnämnda medger dock anordnandet av de skärmar och avledningsanordningar, som äro nödvändiga för en effektiv kontroll av sedimenteringen.

För runda bassänger finnas skrapande och sugande slamrensningssystem, båda av roterande typ. De sugande användas speciellt vid bassänger för eftersedimentering t. ex. av aktivt slam eller slam från biologiska bäddar. De vrida sig vanligen kring en mittpelare, som anordnas såsom centralt inlopp. Slammet skrapas eller suges till bassängens mitt. Sker slamrensningen medelst skrapning, kan en djup slamficka för avvatt-



Fig. 44. Sedimenteringsbassänger med cirkulär planform och roterande slamskrapor av Dorr-typ. Cleveland, Ohio, U. S. A.

ning anordnas vid mitten av bassängen. En liknande anordning är däremot ej möjlig, då slammet suges från bassängen, utan avvattningen får då ske på annat sätt, vanligen genom slammets återföring till en försedimenteringsbassäng, utrustad med slamficka. Några bassänger av dessa typer visas av *fig. 44* och *45*. Det framgår av figurerna, att det vid dessa bassängtyper är mycket svårt att anordna för kontroll av strömningen erforderliga skärmar eller avledningsanordningar.

Liknande system, som de här för runda bassänger beskrivna, kunna användas även för kvadratiska bassänger.



Fig. 45. Sedimenteringsbassänger med cirkulär planform och roterande slamsug. Topeka, Kansas, U. S. A.

Regnvädersbassänger. Av ekonomiska skäl kan vid kombinerat system ej allt regnvatten föras till reningsverket. En del blandat regn- och spillvatten måste därför över bräddavlopp släppas direkt ut i recipienten. En så stor del av blandvattnet som möjligt ledes dock fram till reningsverket. Vid somliga anläggningar ledes en del av blandvattnet över bräddavlopp vid reningsverket direkt ut genom utloppsledningen. När regnvattnet emellertid befunnits medföra en stor mängd slam och andra föroreningar, har man infört regnvädersbassänger, avsedda för slamavskiljning ur det vatten, som den för normal tillrinning beräknade reningsanläggningen ej kan mottaga. Dessa bassänger utföras så enkelt som möjligt. Deras innehåll av blandvatten och slam tömmas eller uppfordras efter regnväddret vanligen till den ordinarie anläggningen. Regnvädersbassängerna ha därjämte en betydande magasineringsförmåga, som kan utgöra ett ytterligare värdefullt skydd för recipienten mot alltför stark förorening.

Det bör emellertid tagas under övervägande, om ej kostnaden för regnvädersbassängerna med större fördel kan nedläggas på ökning av den ordinarie försedimenteringsanläggningen, så att denna med en viss överbelastning kan taga emot hela blandvattenmängden. En dylik anläggning blir då effektivare vid normal drift. Den normala, väl kontrollerade anläggningen torde trots överbelastning effektivare avlägsna slam hos vattnet än de vanligen rätt bristfälligt konstruerade regnvädersbassängerna. Skulle biologiska anläggningar e. dyl. finnas efter försedimenteringsbassängerna, måste en viss mängd av blandvattnet avledas över bräddavlopp, som anordnas efter sedimenteringen men före de biologiska anläggningarna.

Även vid bräddavlopp på avskärande ledningar kunna regnvädersbassänger vara motiverade. De utföras då för jämförelsevis kort uppehållstid och förses med skumbord.

Förbehandling vid sedimenteringen.

Vid alla slag av sedimenteringsbassänger kan effekten förutom genom konstruktiva och drifttekniska finesser hos bassängerna förbättras därigenom att man på ett eller annat sätt påverkar slammets sjunkhastighet. Av ekv. (28) (sid. 69)

$$Q = A \cdot v_s$$

framgår nämligen, att den tillåtliga belastningen är direkt proportionell mot slampartiklarnas sjunkhastighet.

I vanligt avloppsvatten kan sjunkhastigheten enklast ökas genom flockning och eventuellt därjämte genom tillförsel av något tungt, finfördelat material. I praktiken åstadkommes flockningen genom tillsättning av kemikalier eller genom biologisk behandling av vattnet, varvid även svävslam överföres till sedimenterbar form. För att den kemiska flockningen skall äga rum, måste vattnet efter kemikalietillsättningen underkastas långsam omröring i flockningsbassänger (*fig. 46*). Vid undersökning av reningseffekten hos en kemisk reningsanläggning på Coney Island utanför New York har

man funnit, att den för flockningen använda långsamma omröringen åstadkommer förbättring av sedimenteringseffekten även när kemikalier ej tillförs. Senare undersökningar ha bekräftat, att långsam omröring under viss tid före sedimenteringen alltid medför en dylik förbättring, men att denna är i hög grad beroende av avloppsvattnets beskaffenhet. Särskilt gott resultat har ernåtts med spillvatten, som är blandat med vissa industriella avloppsvatten eller med biologiskt slam.

Mekanisk flockning åstadkommes bäst genom omröring med paddlar, men kan möjligen även ernås med luft. I vanliga luftinblåsningsbassänger för t. ex. fettavskiljning är emellertid turbulensen så hög, att endast mycket finfördelat flock kan erhållas. Luftningen åstadkommer likväl en för-

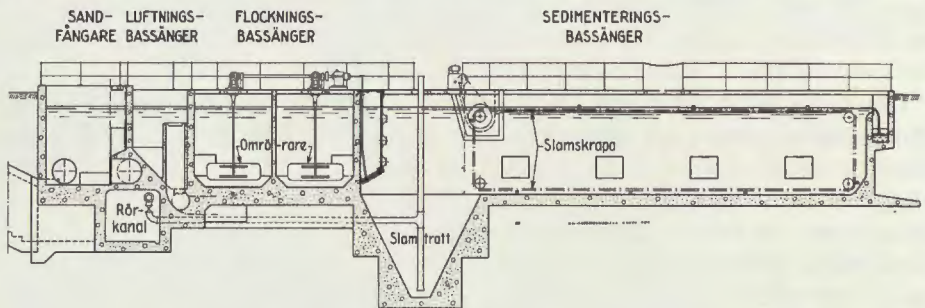


Fig. 46. Flocknings- och sedimenteringsbassänger. Västerås.

bättrad sedimentering. Liknande verkan erhålles genom klorering, sannolikt emedan den septiska sönderdelningen upphör och därmed minskning av partikelstorleken eller av gasutveckling förorsakad uppflytning av slam förhindras.

I detta sammanhang må nämnas, att mycket långa tillförselledningar, pumpning, speciellt i flera steg, o. dyl. förorsakar förändring av de uppslammade ämnens beskaffenhet, så att sedimenteringen kan bli avsevärt försämrad.

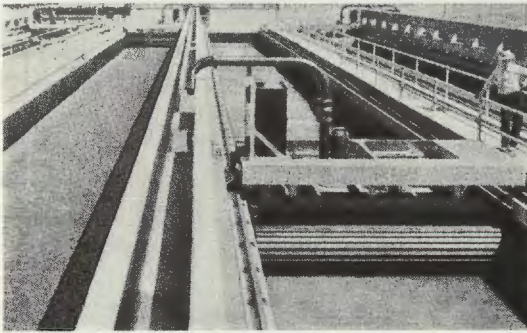
Mekanisk filtrering.

Det i samband med det nyvaknade intresset för kemisk fällning av avloppsvatten införda mekaniska filtret har visat sig medföra god förbättring av reningseffekten, även då kemikalier ej tillförs vattnet. Filtret avlägsnar de långsamt sjunkande och svävande ämnen, som ej avlägsnas vid sedimenteringen, och möjliggör, att sedimenteringsbassängens belastning kan avsevärt ökas utan att den totala reningseffekten försämras. Filtret kan sålunda bl. a. användas för förbättring av effekten hos en överbelastad sedimenteringsanläggning.

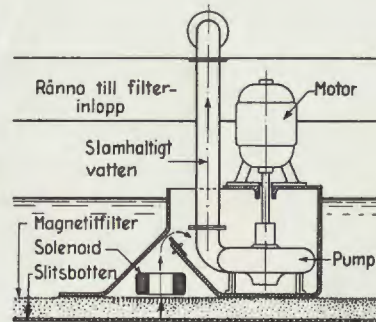
Filtrering av avloppsvatten erbjuder svårigheter främst på grund av den även efter förrening stora slammängden i avloppsvattnet, slammets klibbiga konsistens samt den starka tendensen till biologisk växtlighet i slammet. Det kräves därför ett filtermaterial, som har tillräcklig magasinerings-

förmåga och lätt kan rensas eller ständigt förnyas, ävensom ett mer eller mindre kontinuerligt avlägsnande av slammet.

Dessa önskemål tillgodoses på ett sinnrikt sätt av det av amerikanen LAUGHLIN år 1931 konstruerade magnetitfiltret (*fig. 47*), vilket redan vunnit rätt stor spridning. Filtringen sker nedifrån uppåt genom ett tunt, 8—16 cm högt lager av magnetit, vilande på en perforerad skiva. Kornstorleken är 0,8—1,5 mm. Filterbädden rensas därigenom, att den upprepade gånger lyftes ur och åter nedsläppes i vattnet eller bringas i vibration med hjälp av en elektromagnet, som föres fram över filterytan. Den lös-gjorda smutsen bortföres genom pumpning ur en kring magneten anordnad huv. Smutsvattnet, som normalt uppgår till c:a 5 % av den filtrerade av-



a. Vy av rektangulärt filter.



b. Sektion genom rensningsapparat.

Fig. 47. Magnetitfilter.

loppsvattenmängden, ledes åter till sedimenteringsbassängen. Filtret arbetar med ringa tryckförlust. Magnetitfiltret utföres vanligen periferiskt inbyggd i en cirkulär sedimenteringsbassäng, men kan också inbyggas i långsträckta kanaler (*fig. 47 a*).

Väl förrenat avloppsvatten kan även filtreras i roterande trumsilar (viror), på vilka ett filterskikt av cellulosafibrer kontinuerligt utbreddes, t. ex. det svenska WACO-filtret, liksom också i vanliga snabbsandfilter. Båda dessa filtertyper arbetar emellertid med stor tryckförlust. Även vissa andra tekniska olägenheter vidlåda ännu dessa konstruktioner, när det gäller filtrering av avloppsvatten, och erfarenheten av dem är ganska begränsad.

Kemisk fällning.

Svävande slam och kolloida ämnen kunna i större eller mindre grad avskiljas genom koagulering medelst kemikalier, efterföljande sedimentering och helst därjämte även filtrering.

Behandling av avloppsvatten med kemikalier daterar sig mycket långt tillbaka, och flera kemiska processer patenterades redan före sekelskiftet.

Sedan koaguleringsmetoderna under 1920-talet undergått en betydelsefull utveckling ifråga om rening av vattenledningsvatten, började man i U. S. A. under 1930-talet ånyo intressera sig för den kemiska reningen av avloppsvatten. Man har härvid funnit metoder, som fylla ut luckan mellan de rent mekaniska och de biologiska reningsmetoderna, i det att den kemiska reningen lämpar sig för intermittert drift och ernående av en medelhög reningsgrad. Ehuru anordningar för kemisk rening medföra en ganska obetydlig ökning av anläggningskostnaden för reningsverket, stiger dock driftkostnaden avsevärt och blir beroende av kemikaliekostnaden samt kostnaden för oskadliggörandet av de stora mängder mycket vattenhaltigt slam, som erhållas vid fällningen. De kemiska reningsmetoderna lämpa sig därför bäst för säsongmässig rening eller för rening i sådana fall, då industriella föroreningar hindra eller försvåra tillämpning av biologiska metoder. Koaguleringen kan tillgripas när som helst med omedelbar verkan i motsats till de biologiska metoderna, som kräva en rätt lång inarbetningstid och därför ej kunna drivas intermittert.

Vid många avloppsverk i Sverige utgöres recipienten av vattendrag med kortvarig lågvattenperiod, som kanske är kritisk blott vissa år. I vårt land synes kemisk rening därför kunna ifrågakomma för att vid dylika tillfällen under kortare tid höja reningseffekten hos befintliga, efter mera normala förhållanden dimensionerade reningsverk.

Av hittills prövade kemiska fällningsmedel, s. k. koagulanter, synas järnsalter vara de praktiskt mest användbara. Före eller i varje fall samtidigt med tillförseln av dessa järnsalter är det nödvändigt att tillföra ett oxidationsmedel i överskott, som hindrar reduktionsmedel i avloppsvattnet att kvarhålla eller överföra järnsalterna i tvåvärd form. Av de användbara kombinationerna ferrosulfat och klor, ferriklorid och klor samt ferriklorid, klor och kalk synes den sistnämnda vara avgjort att föredraga, särskilt med hänsyn till att såväl avloppsvattnet som slammets erhåller ett alkaliskt pH-värde.

Med hänsyn till driftekonomin är det av vikt, att man ej såsom vid rening av vattenledningsvatten söker åstadkomma fullständig koagulering. Genom nedsättning av doseringen till hälften av den härför erforderliga dosen nedgår reningseffekten endast obetydligt, exempelvis med endast 10 %. Härav framgår, att man ej bör tillämpa koagulering för ernående av alltför höga reningsgrader; dessa åstadkommas för lägre kostnad genom biologisk rening.¹ Fördelen av filtreringen framträder bättre, ju mer man sparar på kemikalierna, vilket experimentellt visats genom undersökningar, utförda av RUDOLFS m. fl.

Reningsförsök med svenska kommunala avloppsvatten antyda, att de i U. S. A. vunna resultaten i huvudsak äro tillämpliga även på våra mera koncentrerade avloppsvatten. *Fig. 48* visar grumligheten hos avloppsvatten från

¹ Undantag härifrån får göras för vissa speciella kemiska förfaranden, t. ex. GUGGENHEIM-processen, medelst vilken mycket hög reningsgrad kan ernås, enligt uppgift för rimlig kostnad tack vare viss återvinning och framställning av biprodukter.

ett av huvudutloppen i Stockholm dels obehandlat, dels efter enkel sedimentering och dels efter koagulering med olika doseringar och förfaranden jämte sedimentering med en ytbelastning av c:a $3.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Vid det kemiska förfarandet följer den biokemiska syreförbrukningen i regel grumligheten.

Vid koagulering av avloppsvatten bör koagulantdoseringen automatiskt följa den per tidsenhet avrinnande vattenmängden eller någon funktion därav. Detta kan åstadkommas exempelvis genom elektrisk överföring av impulserna från en i avloppsledningen inbyggd Venturi-kanalmätare till organ, som påverka doseringsapparater för kemiska fällningsmedel och klor. Alkalier kunna doseras med hjälp av en pH-kontrollapparat.

Koaguleringen bör ske under tämligen rikligt tillmätt tid i en bassäng med tillfredsställande volumetrisk verkningsgrad. Bassängen måste göras lätt renbar.

Försedimentering före den kemiska fällningen synes ej medföra besparing av kemikalier, men möjliggör god avvattning av det kemiska slammet genom dess återföring till försedimenteringsanläggningen. Emellertid åstadkommer återföringen en betydande ökning av volymbelastningen, och det synes vara lämpligare att vid eftersedimenteringen utnyttja alla möjligheter för en effektiv avvattning. Å andra sidan medför försedimentering i kombination med slamåterföring en utjämning av vattnets beskaffenhet och underlättar därför behandlingen. I regel torde fördelarna med försedimenteringen icke uppväga de därmed förändrade kostnaderna.

På grund av det »kemiska» slammets höga vattenhalt blir slamvolymen lätt mycket stor. Det är därför av största vikt, att slamvolymen nedbringas redan i sedimenteringsbassängen. Till de nödvändiga konstruktiva och drifttekniska åtgärderna hör, att tillräckligt utrymme för förtätningsskiktet reserveras i bassängen, att slamskrapningen bedrivs med största möjliga eftersläpning och att djupa slamfickor med lämplig magasiseringsförmåga anordnas. Tillräcklig erfarenhet om torrsubstanshalten hos kemiskt slam vid ändamålsenligt utförda anläggningar föreligger ännu ej.

Kemiskt slam synes i regel kunna oskadliggöras enligt de vanliga slambehandlingsmetoderna, jäsning, torkning, förbränning o. s. v., varom mera i det följande (sid. 102 ff).

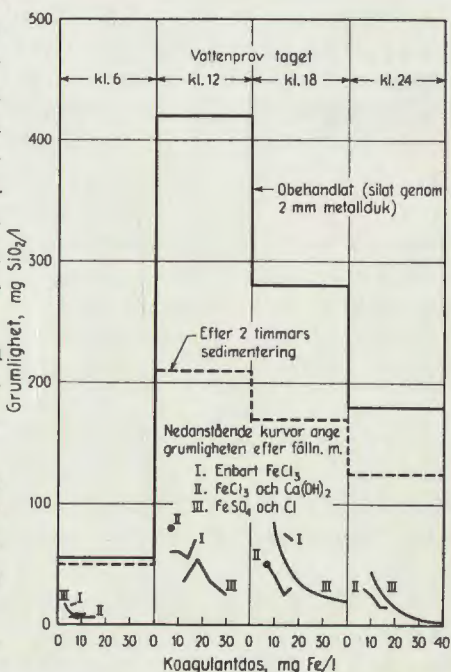


Fig. 48. Grumlighetens reduktion genom enbart sedimentering resp. genom kemisk fällning. Försök med avloppsvatten från ett av huvudutloppen i Stockholm.

Biologiska metoder.

De kolloida och lösta organiska ämnena i avloppsvattnet kunna effektivt avlägsnas eller oskadliggöras genom biologiska metoder. Dessa metoder, som äro flera och kunna vara mycket olikartade, grunda sig alla på utnyttjandet av i naturen förekommande levande varelser, vilka förtära och omvandla de organiska ämnena i avloppsvattnet till ämnen, som ej ha något omedelbart syrebehov, eller överföra dem i flockiga partiklar (biokoagulering), så att de kunna avskiljas genom sedimentering. Härför nyttjas bakterier, protozoer, smådjur, fiskar m. fl. och i viss utsträckning även växter. De biologiska metoderna innebära sålunda tillämpning av i naturen normalt förekommande reningsprocesser, vilka man med teknikens hjälp söker intensifiera i syfte att åstadkomma hög reningseffekt, utrymmesbesparing, låg kostnad m. m.

När de biologiska metoderna för rening av avloppsvatten började införas, eftersträvade man att åstadkomma samma resultat som vid självreningen i naturen, d. v. s. fullständig mineralisering av de organiska ämnena. Erfarenheten har emellertid givit vid handen, att man ofta ej därigenom i tillräcklig grad undanröjer olägenheterna av avloppsvattnets utsläppande i recipienten. Om denna utgöres av en sjö med ringa vattenomsättning eller av ett litet vattendrag och den tillförda mängden avloppsvatten är relativt stor, dröjer det nämligen ej länge, förrän salterna i avloppsvattnet, som till stor del bestå av nitrit, nitrat, karbonat m. m. och som äro ypperliga näringsämnen, anrika sig och ge upphov till en riklig planktonvegetation. Vattnet blir starkt grumligt och »blommar». På hösten, när planktonvegetationen dör, kan belastningen på recipienten bli så stark, att syrebrist, förruttelse och dålig lukt uppstå. Vegetationen av sjögräs o. dyl. kan likaledes tilltaga så, att vattendrag och sjöar på kort tid växa igen och uppdämmas. Trots att reningsanläggningen fungerar med kanske närmare 100 % reningseffekt med avseende på uppslammade ämnen, biokemisk syreförbrukning och bakterier, uppkommer således en skadlig sekundär förorening av recipienten (sid. 10). Man måste därför vid val av biologiskt reningsförfarande göra klart för sig, om den sekundära föroreningen kan bli av betydelse eller ej.

Vissa biologiska metoder gå numera i stället ut på att sammanflocka de syreförbrukande ämnena, så att de kunna *avskiljas*, t. ex. genom sedimentering, under det att sönderdelningen och mineraliseringen undvikas i så hög grad som möjligt.

De biologiska metoder resp. anordningar, som kommit till praktisk användning för rening av avloppsvatten, äro:

1. Markinfiltration och markfiltrering.
2. Underjordisk infiltration och underjordisk filtrering.
3. Fiskdammar.
4. Kontaktluftare.

5. Lågbelastade biologiska bäddar.
6. Högbelastade biologiska bäddar.
7. Aktivt slam.

För svenska förhållanden äro för större anläggningar metoderna 1—3 så gott som utan praktisk betydelse. Däremot kunna de i många fall förtjäna beaktande för mindre anläggningar och skola därför beskrivas längre fram (sid. 145 ff). Metoderna 5 och 6 möjliggöra en effektivare avskiljning av näringsämnen ur avloppsvattnet än 4 och 7 och äro därför att föredraga, så snart sekundär förorening kan befaras.

Biologiska bäddar.

Biologiska bäddar ha hittills vanligen kallats »biologiska filter». Denna benämning är oriktig och bör undvikas till förebyggande av förväxling med de inom avloppsreningstekniken nyttjade verkliga filterna. Biologiska bäddar utgöras av c:a 0,5 m ända upp till 4 à 5 m höga bäddar av makadam, koks e. dyl., vanligen med en styckestorlek av 4—8 cm. Till en början utfördes de nedsänkta under vatten och kallades då *k o n t a k t b ä d d a r* (kontaktfilter), men denna anordning visade sig mindre lämplig, emedan hålrummen i bädden slammades igen. De biologiska bäddarna utföras därför numera uteslutande för övervattning (*fig. 49—51*). Efter beskickningsmetoden benämnas de biologiska bäddarna även *d r o p p b ä d d a r* (droppfilter). Till biologiska bäddar räknas jämväl den av IMHOFF konstruerade *k o n t a k t l u f t a r e n*, vilken är en kontaktbädd, arbetande med luftinblåsning underifrån.

Förrening, t. ex. genom finsilning, kort- eller långtidssedimentering, föregår numera alltid avloppsvattnets beskickning över biologiska bäddar. Förrening är både nödvändig och ekonomisk, i det att bäddarnas kapacitet ökas väsentligt med förreningseffekten.

Lågbelastade bäddar. Efter en tids beskickning av avloppsvatten över en biologisk bädd utbildar sig på materialet i bädden en mer eller mindre tjock beläggning. Hos denna beläggning kan man i regel särskilja 3 lager: ytterst ett tunt gråaktigt skikt, i vilket bakterier överflöda, därunder ett grågult skikt, i vilket urdjur, protozoer m. m. utgöra huvudparten, och närmast bäddmaterialet ett tjockare skikt med larver, maskar m. m. Dessa olika kulturers uppgift vid reningsprocessen är alltjämt föremål för studium.

När avloppsvattnet passerar genom bäddmaterialet, uppfånga de i beläggningen förekommande mikroorganismerna de organiska ämnena i avloppsvattnet. Samtidigt sker i beläggningen en vätskebildning, sönderdelning och mineralisering av de avskilda ämnena, vilka sålunda åter tillföras vattnet i form av oxidationsprodukter. Karakteristiskt för reningsprocessen, om den får fortskrida tillräckligt långt, är bl. a., att kolhydrater, ammoniak, proteinämnen m. m. omvandlas till resp. karbonat och nitrat (sid. 19). Emellertid lösgöres även den biologiska beläggningen från bäddmaterialet och medföljer det renade vattnet i form av halv sönderdelad substans. Denna s. k. a v-

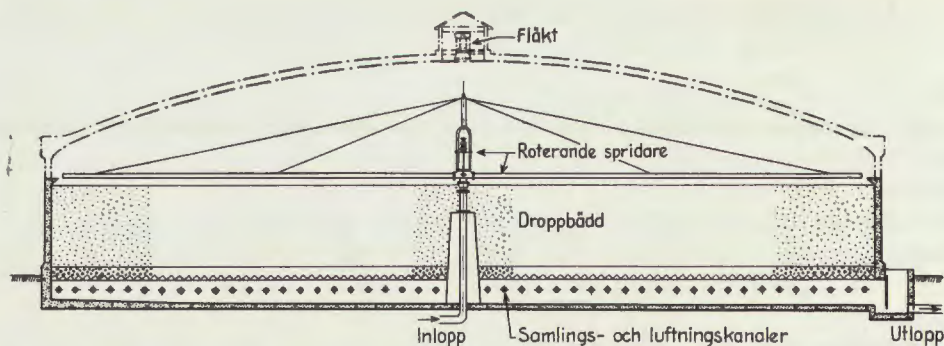


Fig. 49. Biologisk droppbädd med roterande spridare. Vertikalsektion.

lastning av den biologiska bädden kan vara säsongbetonad, men den kan också vara tämligen kontinuerlig. I synnerhet på våren och hösten kunna under kort tid stora mängder biologiskt slam avgivas. Det vid avlastningen frigjorda slammet, som benämnes humusslam, har ett stort syrebehov och råkar lätt i förruttelse, om syrebehovet ej tillgodoses.

Avlastningen är en för den biologiska bäddens oklanderliga funktionerande mycket viktig process. Om avlastningen försväras, t. ex. genom användning av för finkornigt bäddmaterial eller genom för låg belastning och därav föranledd otillräcklig spolkraft, kan det inträffa, att slam från bäddens övre lager följer med endast ett stycke ned i bädden, varigenom denna igentäppes. Till följd härav upphör luftcirkulationen, vilket medför att reningseffekten starkt nedgår. Efter hand uppträder slutligen »sjöbildning» på bäddens överyta.

I regel kan en bädd, som råkat i detta skick, återställas genom klorbehandling av avloppsvattnet och kraftig spolning av bädden någon tid därefter. Man har också sökt undgå igenslamning bl. a. genom intermittent drift, men utan nämnvärd framgång.



Fig. 50. Detalj av roterande spridare.

Högbelastade bäddar. Genom av HALVORSSON m. fl. under senare år utförda undersökningar har ökad kännedom vunnits om betingelserna för processen i de biologiska bäddarna, vilket lett till betydelsefulla tekniska framsteg.

Man har sålunda funnit rationella metoder för beräkning av bäddarnas belastning (vilken bör anges exempelvis såsom biokemisk syreförbrukning per



Fig. 51. Biologisk droppbädd, högbelastad. T. h. sedimenteringsbassänger med kedjeskrapor. Bakom droppbädden pumpstation för återföring av renat vatten. Borås.

volymenhet bäddmaterial) ävensom riktlinjer för bedömning av lämplig beskickning per ytenhet med hänsyn till tillfredsställande slamutspolning, erforderlig luftning av bädden för tillgodoseende av syrebehovet, mängden renat avloppsvatten, som bör återföras för ernående av tillräcklig ybelastning, samt metoder för ympning och åstadkommande av lämplig miljö för de nyttiga bakterierna m. m. Undersökningar ha därjämte lett till utveckling av ett nytt reningsförfarande, nämligen avloppsvattnets behandling i s. k. högbelastade biologiska bäddar. Försök med dylika bäddar har dock långt tidigare utförts t. ex. av WALKER i Moskva, utan att försöken då ledde till efterföljd.

Den högbelastade bädden karakteriseras därav, att den tillförda avloppsvattenmängden per m^2 yta och smutsmängden per m^3 kontaktmaterial kunna vara 3—5 ggr så höga som hos den lågbelastade bädden. På grund härav inträder en betydelsefull förändring i bäddens funktion, enär avloppsvattnets spolverkan blir så kraftig, att uppkomsten av tjockare beläggningar på bäddmaterialet förhindras och blott tunna bakterieskikt uppstå. Bädden befrias därigenom från arbetet med sönderdelningen av det absorberade materialet, vilket förklarar dess ökade förmåga att rena avloppsvattnet. De avskilda ämnena bortspolas kontinuerligt såsom slam genom bädden, uppfångas i en sedimenteringsbassäng och föras därifrån till en slambehand-

lingsanläggning. Om avloppsvattnet är tillräckligt tunt, kan det i härför erforderlig mängd beskickas direkt på den högbelastade bädden. Vid rening av mera koncentrerat avloppsvatten måste detta dock före beskickningen utspädas, vilket lämpligast sker med renat avloppsvatten, som återpumpas (fig. 51 och 78). Trots den större vattenmängd per tidsenhet, som till följd härav måste behandlas, kan belastningen stegras i sådan grad, att en flerfaldig kapacitetsökning erhålles. Högbelastade bäddar fordra rikligt dimensionerade spridarsystem.

Fördelarna hos den högbelastade bädden framför den lågbelastade äro, att den i regel ej utgör en härd för flugor, är luktfri, tar betydligt mindre utrymme i anspråk, är billigare i anläggning, håller sig bättre ren, i det att den medför jämn avlastning, samt åstadkommer huvudsakligen flockning utan mineralisering av de organiska ämnena i avloppsvattnet. Om återpumpning måste tillgripas, bli driftkostnaderna emellertid högre och de större slammängderna förorsaka, att oskadliggörandet av slammet ställer sig dyrare än vid den lågbelastade bädden.

Den biologiska bäddens kapacitet är i huvudsak beroende av kontaktmaterialens volym och styckestorlek, vilka faktorer tillsammans bestämma storleken av bäddens aktiva kontaktyta. Därjämte inverka temperatur, luftning och i samband härmed bäddhöjd, avloppsvattnets beskaffenhet m. m.

HALVORSON har påvisat, att en riktigt utförd bädd bäst drives kontinuerligt och att avbrott eller viloperioder endast äro skadliga. Detta förutsätter emellertid effektiv luftning. För att kunna bedöma värdet av konstgjord luftning har HALVORSON utfört ingående beräkningar och undersökningar. Luftbehovet har befunnits teoretiskt röra sig om blott c:a 1 m³ luft per m³ normalt avloppsvatten. I praktiken erfordras dock mera, enär ej allt syre kan tillgodogöras.

Till följd av temperaturdifferens mellan bädden (avloppsvattnet) och den omgivande luften sker oavbrutet en naturlig luftning av bädden i vertikal riktning, uppåt eller nedåt. Vintertid försiggår luftens rörelse i bädden uppåt, men på sommaren och under övergångstiderna vanligen nedåt på dagen och uppåt på natten. Den tid, då luften ej cirkulerar, är jämförelsevis kort. HALVORSON har visat, att ingen nämnvärd cirkulation äger rum, då temperaturskillnaden mellan luften och bädden nedgått till 2° C. Vid större temperaturskillnad tilltar cirkulationen, så att den t. ex. hos en normal bädd vid en skillnad av 6° C utgör 0.3 m/min eller 18 m³/h per m² av bäddens yta. Då belastningen av avloppsvatten vid högbelastade bäddar ej överstiger c:a 1 m³/h per m², är den naturliga luftningen således i regel riklig. En förutsättning är emellertid, att bäddens underdel såsom vid HALVORSONS försök är väl luftad, d. v. s. försedd med rikliga luftkanaler. Erfarenheten har också i allmänhet givit vid handen, att den naturliga luftningen vid väl byggda bäddar är tillfyllest, och att luftinblåsning eller evakuering är överflödig.

Den största beskickning, med vilken de biologiska bäddarna kunna arbeta, bedömes säkrast med stöd av avloppsvattnets biokemiska syreförbrukning. Härigenom tages även hänsyn till avloppsvattnets ofta betydligt varierande

beskaffenhet på olika orter. Lågbelastade bäddar kunna med normal verk-
ningsgrad mottaga en belastning motsvarande en biokemisk syreförbrukning
av 150—200 g BS/m³·d. För högbelastade bäddar är motsvarande belastning
c:a 700 g BS/m³·d. Ytbelastningen vid högbelastade bäddar bör för erhållande
av tillräcklig spolkraft enligt HALVORSONS undersökningar helst uppgå till
0·8 m³/m²·h och i varje fall ej understiga 0·5 m³/m²·h. Om avloppsvattnet
är för koncentrerat för att denna ytbelastning skall kunna uppnås, måste det
utspädas med naturligt rent vatten (älv- eller sjövattnet) eller med renat vat-
ten som återpumpas.

De biologiska bäddarna lämpa sig för såväl fullständig som partiell av-
loppsvattenrening. Deras reningseffekt, uttryckt genom reduktionen av den
biokemiska syreförbrukningen, uppgår till 60 à 95 %. I kallt väder nedgår
kapaciteten, dock i regel ej med mer än 20 à 30 %. De högbelastade bäd-
darna äro mera frostsäkra än de lågbelastade. Vid kombinerat avlopp ha de
lågbelastade bäddarna större överbelastningsförmåga än de högbelastade.

Kontaktluftaren är såsom tidigare angivits en biologisk bädd, som är ned-
sänkt under vatten och som luftas genom luftinblåsning på undersidan. Den
lämpar sig särskilt för partiell biologisk rening samt för rening av vissa slag
av industriellt avloppsvatten eller av blandat hushålls- och industrispillvat-
ten. Kontaktluftaren anses på grund av sin okänslighet mot växlingar hos
vattnets pH-värde och beskaffenhet i övrigt särskilt värdefull vid förbehand-
ling före den ömtåliga aktivt slamprocessen. Man har också ansett, att kon-
taktluftaren till skillnad från andra biologiska reningsanordningar förmår
effektivt avlägsna fenolprodukter. Den lämpar sig även för intermittent re-
ning, enär den kan köras i gång på endast 1—2 dygn. Däremot är den i nor-
mala fall ej ekonomisk för rening av vanligt kommunalt avloppsvatten.

Bädden utföres i regel av koks i trälådor. Luftningen anordnas bäst från
pendlande rör, varigenom luftens renskraft i bädden koncentreras, så att det
av bädden uppfångade slammet lösgöres.

Det avskilda slammet har vanligen lägre vattenhalt än slam från låg- och
högbelastade bäddar eller aktivt slamläggningar.

Aktivt slamläggningar.

På grundval av försök, utförda av CLARK och ADAMS, visade FOWLER, ARDERN
och LOCKETT år 1914, att den i en biologisk bädd verksamma beläggningen kan
utbildas direkt i avloppsvattnet utan förefintligheten av för uppkomsten av
påväxt lämpliga föremål, blott det vid luftning av avloppsvatten bildade
slammet kvarhålls och anrikas. Slammet övergår efter hand i en distinkt
flockig form med så aktiva biologiska egenskaper, att fullständig rening av
avloppsvattnet erhålles på ett fåtal timmar, och benämndes därför av upp-
täckarna a k t i v t s l a m. ARDERN och LOCKETT utexperimenterade på grund-
val härav aktivt slamförfarandet med finfördelad luft. Enligt detta ledes för-
orenat avloppsvatten genom långsträckta bassänger, i vilka luft införes vid
botten genom finporöst material, och därefter till klarbassänger, där slam-

met får sedimentera. En lämplig mängd slam återföres till luftningsbassängernas inloppsända och håller processen i gång. Ett stort antal forskare ha sedan ytterligare bidragit till aktivt slamprocessens utveckling.

Vid avloppsvattenrening medelst aktivt slam kan man särskilja tre skeden:

1. Koagulering och klarning av avloppsvattnet.
2. Återaktivering av slammet, d. v. s. återställande av dess koaguleringsförmåga.
3. Överföring av kol- och kvävehaltiga ämnen hos avloppsvattnet och slammet till kolsyra, nitrit och nitrat.

Det första skedet kräver vanligen en tid av 1—2 timmar. De senare skedena inträda efter hand under det första skedet och fortgå, sedan detta fullbordats. Det andra skedet är nödvändigt och måste fullbordas för att det första skall kunna vidmakthållas, under det att det tredje ej är nödvändigt för processens fortgång. Andra och tredje skedena kunna fullbordas i luftningsbassängerna för avloppsvattnet eller i separata luftningsbassänger för återgångsslammet. Kännedom om dessa förhållanden möjliggör stor variation vid tillämpningen av processen och den konstruktiva utformningen av anläggningen. Man kan sålunda driva anläggningen med tämligen långa luftningsperioder (3—15 timmar för avloppsvattnet och ingen luftning av slammet), korta luftningsperioder (1—2 timmar, s. k. biokemisk flockning, eng. bioflocculation) och kraftig luftning av återgångsslammet under 10—20 timmar, med luftning i steg av avloppsvattnet o. s. v. En undersökning av syrebehovet vid de olika stegen har lett till att man med ekonomisk fördel varierar luftningens intensitet vid olika punkter av bassängerna, s. k. avtrappad luftning.

Man kan med aktivt slamförfarandet ernå en högre reningsgrad än med någon annan nu tillämpad reningsmetod. Av de svävande och kolloida ämnena avlägsnas en så stor del, att det genom eftersedimentering renade vattnet blir praktiskt taget klart och innehåller endast ett ringa antal bakterier. Bakteriereduktionen anses bero på mekanisk avskiljning snarare än på förstöring. Reduktionen av antalet patogena bakterier är dock möjligen beroende på förstöring till följd av ogynnsamma livsbetingelser, protozoernas verksamhet m. m. Även färg- och luktämnen i avloppsvattnet kunna i många fall effektivt avlägsnas.

Det aktiva slammets beskaffenhet. Det aktiva slammet utgöres av ett brunt till gröngrått, finmaskigt, svampliknande nätverk av gelatinös karaktär, vilket dels vid bildningen innesluter och uppfångar ämnen i avloppsvattnet, dels under sin rörelse i detta uppfångar kolloida och lösta ämnen, gaser m. m. Den senare processen åstadkommes av i slammet levande trådformiga och encelliga bakterier och på dess yta befintliga protozoer m. fl. smådjur, som efter enzymreaktioner assimilerar resp. förtära de organiska ämnena i avloppsvattnet, vilka därvid överföres från finfördelad svävande till flockig sedimenterbar form. MUMFORD påvisade i anslutning till FOWLERS försök, att en viss grupp av bakterier är särskilt verksam samt att det är enzym

och avsöndringar från denna grupp som åstadkomma den karakteristiska sammanflockningen även utan närvaro av bakterier.

Olika mikroorganismers verkningssätt i det aktiva slammet och deras olika lämplighet för processen äro ännu endast ofullständigt klarlagda. ARDERN och LOCKETT ha konstaterat, att vissa arter av protozoer utgöra goda indikatorer på slammets beskaffenhet, såsom närmare framgår av följande schema:

Slammets beskaffenhet	Förekomst av protozoer		
	Amöbor	Flagellater	Ciliater
Dålig	flertalet	flertalet	mkt få
Otillfredsställande	många	många	få
Tillfredsställande	få	få	många
God	sällsynta	mkt få	flertalet

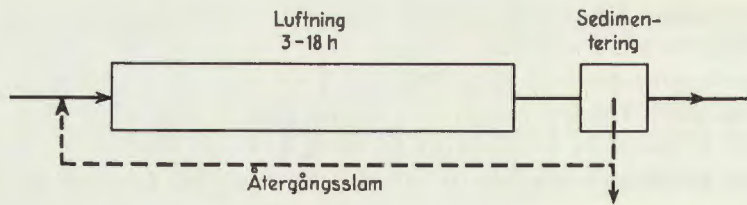
Ciliaterna äro bakterieätare, under det att de övriga grupperna huvudsakligen leva av sönderdelningsprodukter.

Medan ARDERN och LOCKETT ej tillskriva protozoerna någon viktigare uppgift i processen, anser CRAMER, att de äro av avgörande betydelse för ernående av ett sedimenterbart slam.

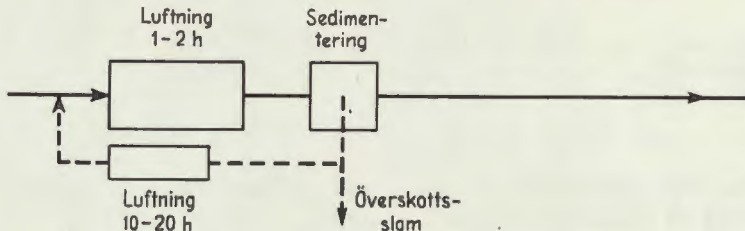
Orsakerna till den ofta observerade slamsvällningen (eng. bulking) äro ej heller fullt klarlagda. Den ger sig tillkänna genom en ofantlig ökning av slamvolymen till följd av ökad vattenhalt, varvid reningseffekten samtidigt nedgår. Svällslammet innehåller rikligt med svampar och svampalger, bland vilka i synnerhet må framhållas *Sphaerotilus*, som livnär sig särskilt av kolhydrat och trivs även vid ringa syrehalt i vattnet. Otillräcklig luftning ansågs till en början vara den väsentliga anledningen till slamsvällningen, men flertalet forskare synas nu vara eniga om att orsaken huvudsakligen måste tillskrivas förändringar i avloppsvattnets beskaffenhet, särskilt genom tillförsel av kolhydrathaltiga industriella avloppsvatten, varvid dock för liten lufttillförsel visat sig ha förvärrande inverkan. För återställande av den normala processen ha reduktion av mängden återgångsslam, ökad luftning och klorering eller i nödfall minskning av belastningen var för sig eller i förening visat sig vara effektiva.

Aktivt slam kan också förstöras av en larv, *Chironomus*, som livnär sig av slammet och under vissa förhållanden utvecklas i oerhörda massor. Den kan avlägsnas genom finsilning av återgångsslammet.

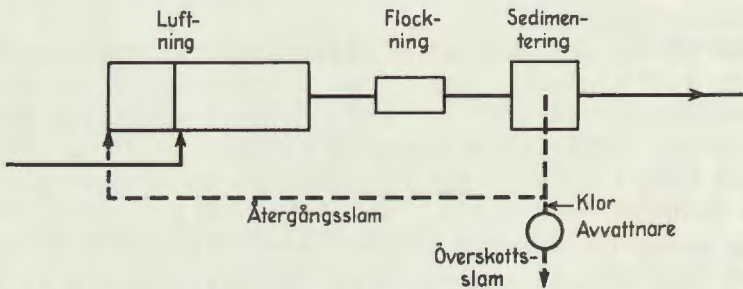
Slammets beskaffenhet måste kontrolleras genom fortlöpande mikrobiologisk undersökning. För den dagliga driftkontrollen tillräckliga upplysningar om slammets beskaffenhet kunna enligt THERIAULT och DONALDSON erhållas genom bestämning av ett tal, kallat *slamindex*, vilket bör vara beroende av såväl vattenhalten som torrsustanshalten hos slammet. Flera olika metoder för angivande av *slamindex* ha föreslagits. Numera har man dock allmänt enats om en av MOHLMAN föreslagen metod, enligt vilken *slamindex* anger volymen i cm^3 av 1 gr slam efter 30 minuters sedimentering. Normala amerikanska värden på *slamindex* äro 50—150; de lägre värdena



a. Lång luftningsperiod utan luftning av återgångsslammet.



b. Kort luftningsperiod med luftning av återgångsslammet.



c. Lika med b, men med flockning före sedimenteringen och avvattning av överskottsslammet.

Fig. 52. Schematisk anordning av aktivt slam-anläggning.

ange bättre slam än de högre. Enligt THERIAULT är slam med index under 50 av mycket god beskaffenhet, under det att slam med index över 200 är av dålig beskaffenhet. Svällslam har vanligen en index av 100—400 eller mera.

Faktorer som inverka på aktivt slamprocessens förlopp. Av fundamental betydelse för aktivt slamprocessens tillfredsställande förlopp är att fritt syre ständigt finnes närvarande på alla punkter i det behandlade avloppsvattnet. Processen är aerob och slutprodukterna äro dels gaser — kolsyra och kväve — dels vätskor och fasta ämnen med reducerad halt av organiska beståndsdelar. En minskning av mängden fasta ämnen i avloppsvattnet måste uppkomma till följd av gas- och vätskebildningen. Denna minskning är större under sommaren än under vintern och större vid långt driven rening än vid partiell rening. Genom för långt driven rening kan slammet sönderdelas i sådan grad, att det förlorar sin klarningsförmåga.



a. Inblåsning av finfördelad luft genom porösa plattor, fördelade över bassängens hela botten. Activated Sludge Co., Ltd., London.



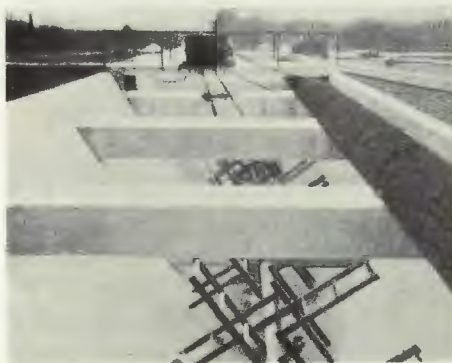
b. Samma system som enligt a, men tillämpat för luftning av återgångsslam. Observera den branta bottenlutningen.



c. Inblåsning av finfördelad luft genom porösa rör utmed bassängens ena långsida, för inspektion monterade på svängbara armar. Chicago Pump Co.



d. Inblåsning av finfördelad luft genom porösa plattor i bassängens mitt (mellan pelarna). Cirkulation medelst långsgående paddlar. IMHOFFS konstruktion.

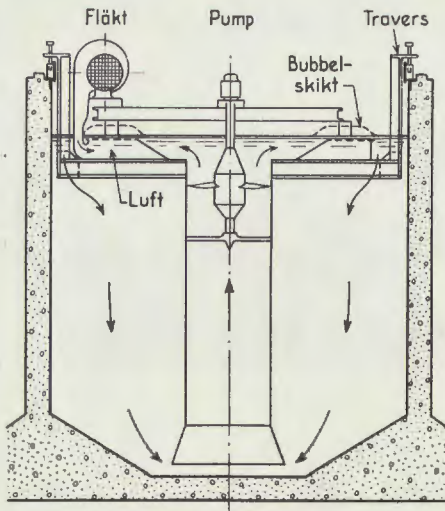


e. Luftning medelst långsgående roterande borste i vattenytan. Cirkulation medelst långsgående paddlar, när så erfordras. KESSENER'S konstruktion.



f. Luftning medelst roterande skovelhjul i vattenytan. Cirkulation åtvägbringas av skovelhjulet genom ett centralt vertikalt rör. System Simplex.

Fig. 53. Luftningsbassänger av olika konstruktion.



g. Bubbelskiktluftare med pumpcirkulation.
System Inka.



h. Samma system som enligt g i en försöksanläggning. Bubbelskiktet synes som en vit ringformig yta.

Fig. 53. Luftningsbassänger av olika konstruktion.

processen än vid dess slut, vilket lett till införandet av s. k. avtrappad luftning, samt att vissa industriella avfallsprodukter såsom oljor, kolhydrat och fiber kunna inverka starkt nedsättande på processens hastighet.

Anordning och konstruktion av aktivt slam-anläggningar kunna varieras på flera olika sätt och ett avsevärt antal olika system ha framkommit. Man kan dock icke anse, att något av dessa är avgjort överlägset de övriga utan de synas alla ha sitt berättigande alltefter de olika lokala förhållandena. Några av de vanligare anordningarna framgår av *fig. 52*. För partiell rening är en återluftning av slammet under alla omständigheter erforderlig.

Konstruktionen av luftningsbassänger med tillhörande luftningsaggregat enligt några olika system framgår av *fig. 53 a—h*,

En mer eller mindre långtgående nitrifiering äger alltid rum, beroende på hur långt processen drives. Även temperaturen, avloppsvattnets beskaffenhet m. m. utöva inflytande på nitrifieringen. En viss grad av nitrifiering synes vara nödvändig för erhållande av ett slam, som lätt sedimenterar och avvattnas. Vidare kan avloppsvattnet efter reningen först vid tillräcklig nitrifiering transportera ett större syreöverskott. En riklig halt av nitrit och nitrat hos det renade avloppsvattnet kan, såsom i det föregående (sid. 82) nämnts, förorsaka sekundär förorening av recipienten.

Ett flertal olika faktorerers inverkan på aktivt slamförfarandet har gjorts till föremål för undersökning. Mängden återgångsslam får ej vara för liten, men ingenting vinnes genom att ta den för stor. Temperaturen har mindre inflytande vid aktivt slamförfarandet än vid biologiska bäddar. Inverkan av luftmängd, luftningstid, omröringsintensitet, temperatur, mängd återgångsslam m. fl. faktorer har undersökts, liksom också värdet av tillsättning av en del ämnen, såsom aktivt kol, klor m. m. Det skulle emellertid föra för långt att här ingå på resultatet av dessa undersökningar. Nämnas må blott, att undersökningarna rörande luftningen visat, att luftbehovet är avsevärt större vid början av pro-

där *a—c* visa olika typer av system som arbeta med enbart inblåsning av finfördelad luft, *d* ett system som arbetar med luftinblåsning och mekanisk cirkulation, *e—f* olika system som arbeta med mekanisk luftning och cirkulation, samt *g—h* ett nytt, svenskt system med s. k. bubbelskiktluftare och pumpcirkulation.

Vid luftningen gäller det att skapa en stor kontaktyta mellan luften och vattnet samt att bringa vattnet i tillräckligt kraftig cirkulation för att slammet skall hållas svävande. Luftningsaggregatet bör vara så okänsligt som möjligt för orenheter i såväl tryckluften som avloppsvattnet samt möjlig-

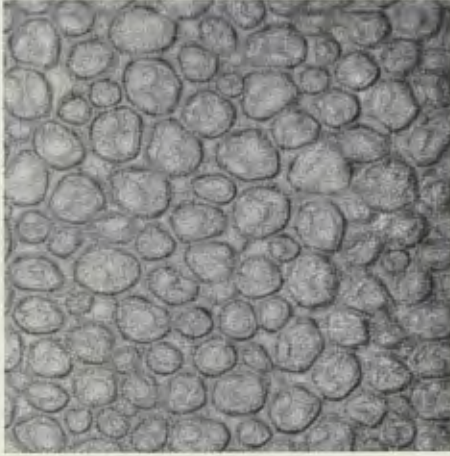


Fig. 54. Inka-luftarens bubbelskikt, sett genom en vertikal glasvägg. Bubbelhinnorna äro i verkligheten väsentligt tunnare än de te sig mot glasytan.

göra effektiv luftning för låg kostnad. Enligt NAUCLÉR och WESTBERG är det därjämte fördelaktigt, om slammet under luftningen är så finfördelat som möjligt, så att kontaktytan med det syrerika vattnet och angreppsytan mot de organiska ämnena blir stor.

Vid systemet med finfördelad luft inpressas luften medelst kompressorer genom vid luftningsbassängens botten anbringade plattor eller rör av finporöst material. Kompressorn har att övervinna dels mottrycket från vattenpelaren, dels tryckförlusten i det finporösa materialet samt övriga tryckförluster. Det finporösa materialet är känsligt för orenheter i tryckluften och igentäppes småningom, varigenom motståndet stiger. Det igentäppes även mycket lätt, om luftningen upphör och avloppsvatten tillåtes intränga i porerna. För minskning av dessa olägenheter användes numera material med grövre porositet än tidigare, varjämte luften renas medelst luftfilter och oljeavskiljare.

Den mekaniska luftningen går ut på att vispa upp vattnet vid ytan, så att det upptar syre ur luften, eller att bringa det i sådan cirkulation, att det

successivt luftas, eller att helt enkelt med paddlar successivt föra upp det till ytan för luftning. De härför erforderliga anordningarna äro praktiskt taget okänsliga för orenheter hos luften och vattnet. De äro emellertid ej lika effektiva som systemet med finfördelad luft, varför längre uppehållstider d. v. s. större bassänger erfordras.

I bubbelskiktluftaren, system Inka, ledes avloppsvattnet successivt i ett tunt skikt över perforerade plåtar, under vilka med hjälp av en lågtrycksfläkt stora mängder luft inblåsas. Vattenmassan blir härigenom uppdelad i otaliga hinnor (*fig. 54*), vilket medger en ytterst intensiv luftning. Vattnets stegvisa uppföring sker lämpligen medelst propellerpump. Pumpens och fläktens mottryck är ringa och aggregatet är praktiskt taget okänsligt för orenheter hos tryckluften. Luftningseffekten torde vid samma kraftförbrukning vara bättre än vid andra luftningssystem. Den under luftningen förhindrade flockningen åstadkommes efteråt i en flockningsbassäng med kort tids omröring, så att efter sedimentering ett klart vatten erhålles. Slammetts vattenhalt synes vara normal. Förberedande försök med denna luftare ha givit gynnsamma resultat, men erfarenhet från anläggningar i full skala saknas ännu.

Åt bassängform, in- och utloppsanordningar, skärmar m. m. måste ägnas stor uppmärksamhet för ernående av tillfredsställande volumetrisk verkningegrad och förebyggande av kortslutningsströmmar.

För återluftning av det aktiva slammet kunna användas liknande bassänger som för luftning av avloppsvattnet, men även olika typer av specialbyggda bassänger finnas utförda för detta ändamål.

Vid rening medelst aktivt slam är det nödvändigt att icke förbise frågor rörande *avloppsvattnets rening före och efter luftningen*.

Förrening är nödvändig och ekonomiskt motiverad, men olika meningar göra sig gällande ifråga om den lämpligaste graden av förreningen. Det obehandlade avloppsvattnet innehåller alltid föroreningar, som vid direkt beskickning av luftningsbassängerna skulle verka hindrande på reningsprocessen. Stora föremål ha överhuvudtaget ej i dessa bassänger att göra, enär de ej angripas, grus och sand sjunka till botten och bilda tillsammans med organiska ämnen jäsande slambankar, fett och olja kunna i hög grad försvåra luftningen, varierande mängder industrivatten kunna störa processen o. s. v. Förrening, som avser avlägsnandet av större föremål, grus och sand samt fett och olja, är därför oundgänglig. Reduktion av mängden sjunkslam genom kortare eller längre tids sedimentering anses numera allmänt vara en välmotiverad ekonomisk åtgärd till följd av den minskning av uppehållstiden och luftmängden, som därigenom ernås. Men även andra högst betydande fördelar kunna vinnas, nämligen stark reduktion av slamvolymer genom återföring av det i eftersedimenteringsbassängerna erhållna slammet till försedimenteringsbassängerna, utjämning av växlingarna i tillrinningens mängd och beskaffenhet, lämpligare beskaffenhet hos slammet med hänsyn till slambehandlingen, särskilt genom jäsning m. m.

Efterrening av avloppsvattnet sker vanligen genom enkel sedimentering. Slammets avvattning är därvid ofta förenad med svårigheter, enär slammet ytterst lätt råkar i förruttelse och då ej avger sitt vatten och dessutom lätt flyter upp. Genom klorering har man på sina håll lyckats nedbringa vattenhalten. Det är givet, att god avvattning möjliggör önskvärd minskning av dimensionerna hos såväl försedimenterings- som luftnings- och eftersedimenteringsbassängerna. Dessutom minskas slampumparnas arbete och överflödsvattenmängden från röt-kammaren m. m. Åt sistnämnda fråga har hittills ägnats alltför liten uppmärksamhet.

I vissa fall renas avloppsvattnet efter luftningen även genom filtrering, t. ex. på magnetitfilter eller vakuumfilter, i markfilter, någon gång i biologiska bäddar o. s. v., beroende på hur hög rening som måste åstadkommas.

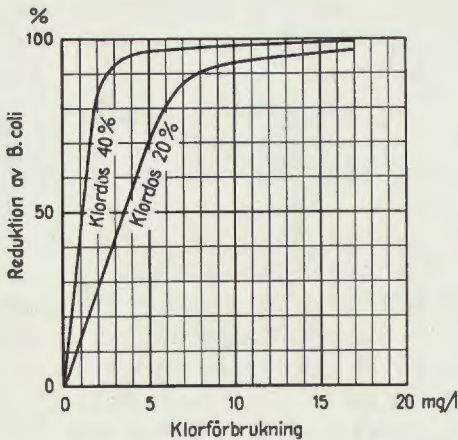
Efterrening genom sedimentering sker ofta i dortmundbassänger (*fig. 41*) med vertikal strömning för utnyttjande av det »svävande filter» som därvid bildas i vattenmassan. Bassängerna måste utföras med brant fall hos bottenytorna mot det centralt anordnade slamutloppet. Ytbelastningen bör vara lägre än vid försedimenteringen. I övrigt gälla i huvudsak de synpunkter, som framhållits ifråga om slamavskiljning medelst sedimentering, med det undantaget att slammet måste avlägsnas, innan det träder i förruttelse, och att därför förtjockningen ej kan drivas särskilt långt, såvida ej förklorering tillämpas.

Vid anordning och konstruktion av en aktivt-lamanläggning måste alltid hänsyn tagas till beskaffenheten hos det avloppsvatten som skall behandlas samt till övriga lokala omständigheter. Processen är ömtålig och fungerar tillfredsställande endast under förutsättning, att anläggningen är i alla avseenden lämpligt anordnad och skötseln handhas av skolad personal.

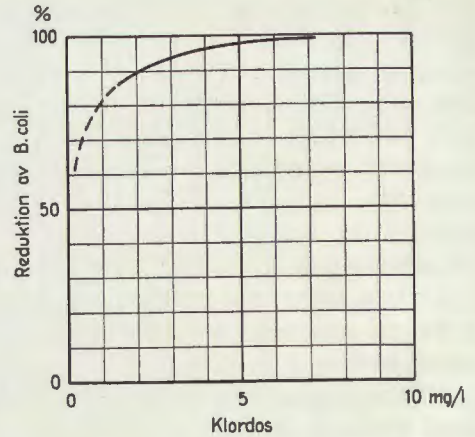
Klorbehandling.

Klorbehandling vid rening av avloppsvatten har huvudsakligen utvecklats i Förenta Staterna. Klorbehandlingens möjligheter äro i Sverige i allmänhet väl litet beaktade. Även vid reningsverk, som betingat hög anläggningskostnad, drar man sig ofta för den måttliga årskostnad, som kloreningen betingar.

Klorbehandling av avloppsvattnet före, under eller efter reningsprocessen medför en mångfald fördelar, av vilka den viktigaste är en alltid eftersträfvansvärd och ibland nödvändig partiell eller fullständig sterilisering, varigenom bl. a. vattentäcker, fiske- och badvatten samt strandlekplatser för barn skyddas mot infektionsfara. Enligt RUDOLFS' undersökningar åstadkommer även en s. k. partiell klorering, d. v. s. en klorering som ej medför kloröverskott, en förhållandevis hög grad av sterilisering (*fig. 55*). Kloreningens värde som steriliseringsmedel får ej underskattas med hänsyn till den störning av den biologiska balansen och därigenom förorsakade efterväxtlighet, som ibland förekommer, särskilt om avloppsvattnet ej inom viss tid utspädes med en tillräcklig mängd vatten i recipienten.



a. Steriliseringseffekt vid en klordos av 20 och 40 % av klorförbrukningen.



b. Steriliseringseffektens beroende av klordosens absoluta storlek vid partiell klorering intill c:a 60 % av klorförbrukningen.

Fig. 55. Steriliseringseffekt vid partiell klorering. Färskt avloppsvatten. Momentan blandning. Kontakttid minst 15 minuter. Efter RUDOLFS och GEHM.

Klorering medför även reduktion av avloppsvattnets biokemiska syreförbrukning samt fördröjer sönderdelningsprocessen. Fullständig klorering har befunnits minska biokemiska syreförbrukningen med ända upp till 25 å 40 %. Dessa verkningar av kloreringen göra det möjligt att utan olägenhet transportera avloppsvattnet betydande sträckor i vattendrag och öppna kanaler. Kloreringen kan därför under lämpliga geografiska och hydrografiska betingelser utnyttjas för avlastning av recipienten.

Klorens förmåga att avlägsna eller minska avloppsvattnets lukt utnyttjas såväl vid reningsverk som för underlättande av avloppsvattnets transport genom ledningar och kulvertar. I regel erfordras härför endast en ringa klordos, uppgående till 1—5 mg/l.

Klorering förhindrar bakteriologisk förstörelse av betong, utveckling av explosiva och giftiga gaser i långa avloppsledningar, förbättrar fettavskilningen i luftningsbassänger (då kloren blandas med den tillförda luften), ökar sedimenteringseffekten, motverkar uppkomsten av svampar, fluglarver och slam i biologiska bäddar samt svampalger o. dyl. i aktivt slam, möjliggör effektivare slamförtjockning, underlättar slammets efterbehandling genom utjäsning m. m. Överhuvud taget medför klorering, såsom av det anförda framgår, en så värdefull allmänförbättring vid avloppsvattnets behandling, att den borde tillämpas vid varje reningsverk. Den hygieniska betydelsen av kloreringen är därvid särskilt beaktansvärd.

Klorering av avloppsvatten kan vid mindre anläggningar ske med mycket enkla medel. Kloren doseras direkt från behållaren genom ett kapillärt rör och en pulsometer till en vattenslang eller en ejektor, där den blandas med rent vatten före tillsättningen till avloppsvattnet (fig. 56). För större anlägg-

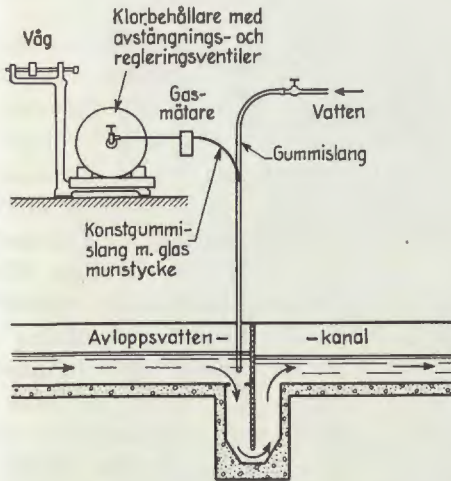


Fig. 56. Enkel anordning för klorering.

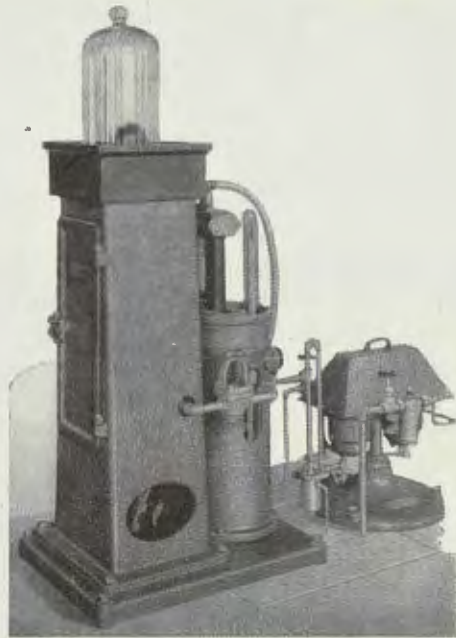


Fig. 57. Apparat för dosering av klor i viss funktion av vattenföringen.
WALLACE & TIERNAN, Newark,
N. J., U. S. A.

ningar finnas i marknaden goda doseringsapparater, som kunna utföras även för halv- eller helautomatisk drift (fig. 57). Av större vikt än man i allmänhet föreställer sig är, att klorlösningen hastigt blandas med hela avloppsvattenströmmen.

Behandling av industriellt avloppsvatten.

Industriellt avloppsvatten, som avledes genom det kommunala avloppsnätet, måste ofta underkastas behandling av olika slag till förebyggande av skador på ledningarna och driftstörningar vid reningsverken.

Det råder ännu mycken meningsskiljaktighet om, i vilken utsträckning en kommun kan och bör mottaga industriellt avloppsvatten. Det rör sig ofta om stora avloppsvattenmängder och svårartad vattenbeskaffenhet. I allmänhet gör sig nog numera den meningen gällande, att det kommunala rörnätet bör mottaga så mycket som möjligt av avloppsvattnet från industrier inom samhällets planlagda område, men att varje individuellt fall måste bedömas för sig. Avloppsvattnet från cellulosaindustrier exempelvis torde — i motsats till vad som är fallet ifråga om avloppsvattnet från de flesta andra industrier — på grund av sin stora mängd endast undantagsvis kunna mottagas i det kommunala rörnätet. Avloppsvatten, som innehåller större mängder fett och

olja, särskilt mineralolja, intaga likaledes en särställning, och de måste i huvudsak befrias från dessa beståndsdelar, innan de tillföras det kommunala rörnätet. Blandning av olika avloppsvatten är ofta förmånlig för reningen. Vid ett gemensamt reningsverk erhålles därför i regel högre genomsnittlig reningsgrad och bättre kontroll än vid flera smärre reningsanläggningar.

Redan vid fabriken bör utvinning av biprodukter ur avloppsvattnet ske i så stor utsträckning som möjligt, innan det avledes till kommunens avlopp. Fiber kan förorsaka stora olägenheter vid biologiska metoder och bör därför avskiljas. Sura vatten, som kunna förstöra betong och störa reningsprocesserna, böra neutraliseras. Reduktionsämnen, t. ex. sulfid, tiosulfat o. dyl., från kemiska, speciellt fotografiska, industrier böra oxideras, enär de ha en mycket hög klor- och syreförbrukning. Intermittent avtappning av större avloppsvattenmängder eller av koncentrerade avloppsvatten bör utjämnas genom magasinering i utjämningsbassänger, från vilka vattnet avledes kontinuerligt under dygnet. Här möta emellertid ofta svårigheter i form av slamavsättning, förruttnelseprocesser m. m., varför anordnandet av utjämningsbassänger kräver noggrant överbäggande. Gifter, desinfektionsmedel, metallsalter m. m. kunna mottagas endast om kvantiteten är så liten, att utspädningen blir tillräcklig för att hindra skada. Dylika vätskor måste annars oskadliggöras genom markinfiltration, direkt utsläppning i en tillräckligt stor recipient, indunstning e. dyl. Heta vätskor måste nedkylas, vilket ofta kan ske under värmeåtervinning.

Skötsel och kontroll.

Det kan ej nog starkt framhållas, hur viktigt det är, att alla avloppsreningsanläggningar skötas med förstånd och omsorg. Ett illa konstruerat avloppsreningsverk, som skötes väl, är ofta bättre än ett välkonstruerat verk, som skötes illa.

Varje avloppsreningsverk skall först och främst intrimmas efter färdigställandet. Denna trimning består i en systematisk kontroll av att varje del fungerar på avsett vis. Det är meningslöst att man, såsom stundom skett, blott släpper på avloppsvattnet och sedan låter reningsverket gå utan att ens verkställa undersökningar av reningseffekten. Ett sådant förfaringssätt innebär dålig förvaltning av det nedlagda kapitalet. I en del nyanläggningar kunna exempelvis i sedimenteringsbassängerna uppstå kortslutningsströmmar, vilka i hög grad nedsätta reningseffekten. Utan nödig driftkontroll kan detta missförhållande icke direkt konstateras och det medför icke heller alltid omedelbara olägenheter i recipienten. Genom obetydliga justeringar skulle det emellertid kunna elimineras.

Sedan anläggningen intrimmas, bör den underkastas löpande kontroll. Denna kontroll bör vara mera omfattande under de första driftåren och ske i kontakt med en på området erfaren person, varigenom man kan undvika många misstag och i tid erhålla kännedom om förhållanden,



Fig. 58. Laboratorium. T. h. rum för biologiskt laboratorium, t. v. sköljrum.

t. ex. rörande avloppsvattnets beskaffenhet, vilka kunna vara av betydelse för frågan, hur driften bör läggas i fortsättningen, eller inverka på åtgärder, som böra vidtagas för industriella avloppsvattens mottagande o. s. v.

För såväl trimning som kontroll fordras hos varje anläggning ett tillräckligt antal mätorgan och ett nöjaktigt laboratorium (fig. 58). Det är oriktigt att tro, att mätorgan äro för dyra för anläggningar av den storleksordning som förekommer i vårt land. Tillräckligt noggranna mätningar kunna utföras med enkla hjälpmedel. Ej heller kostnaden för ett laboratorium bör anses som avskräckande. Laboratoriet är anläggningens »öga». En anläggning utan laboratorium kan liknas vid en blind man.

Det skulle vara av stort värde, om journalerna vid olika anläggningar fördes på likartat sätt och samma undersökningsmetoder såvitt möjligt komme till användning. Men för att journalföringen skall medföra någon nytta, är det framförallt angeläget, att uppgifterna bearbetas. Viktigare data böra följas grafiskt. Det ringa arbete, som erfordras för bearbetningen, torde mer än något annat betala sig genom ökad effektivitet, mer ekonomisk drift, samlandet av värdefullt underlag för ombyggnader, utvidgningar m. m., samt underlätta tekniska framsteg, planerandet av andra anläggningar m. m.

Det framgår av ovanstående, att personalfrågan är av vital betydelse. Givetvis är det bäst, om reningsverken kunna stå under ledning av personer med kemisk-teknisk utbildning. Kostnaden lägger emellertid ofta hinder i vägen härför. Dock bör i många fall kemistens kompetens kunna tillgodogöras jämväl för vattenreningsverk, gasverk m. fl. tekniska anlägg-



Fig. 59. En välvårdad anläggning. Genova, Ill., U. S. A.

ningar i samma stad och därigenom kostnadsfrågan lättare kunna ordnas. I många fall torde närbelägna samhällen kunna slå sig ihop om en kemist.

I de fall, då ej heller denna utväg är möjlig, får man anställa annan intresserad person, som beredes tillfälle till erforderlig utbildning. I den mån antalet reningsanläggningar i landet ökas, vore det önskligt, att efter amerikanskt mönster regelbundna årliga kurser anordnades vid något större reningsverk, där praktisk och enklare teoretisk utbildning meddelades. En dylik utbildning och samvaron mellan kursdeltagarna väcker intresse för uppgiften och resulterar ofta i en tävlan att sedermera vid det egna verket uppnå bästa möjliga resultat.

Nödvändigheten av sakkunnig överkontroll bör i detta sammanhang framhållas.

Även reningsverk för avloppsvatten böra erhålla en tilltalande arkitektonisk utformning, vilken bör omfatta jämväl planering av omgivningen (*fig. 59*). Detta har visat sig vara ett värdefullt hjälpmedel för att vidmakthålla anläggningen i gott skick och väcka förståelse hos allmänheten.

De avskilda ämnenas behandling vid större reningsanläggningar.

De vid avloppsvattnets rening avskilda ämnena kunna fortfarande ge upphov till såväl vatten- som luftförorening, om de icke omhändertagas på lämpligt sätt. Om de uppläggas oskyddade, kunna de sprida dålig lukt, utgöra härdar för flugor eller efter utsköljning med nederbördsvatten förorena vattendrag och grundvattentäkter. Även det från de flesta slambehandlings-

anläggningar avgående slamvattnet kan åstadkomma en icke obetydlig förorening av recipienten, om det utsläppes obehandlat.

För att förebygga skadlig förorening genom avloppsvatten måste man därför i samband med avloppsvattnets rening även sörja för oskadliggörandet av de vid reningen avskilda ämnena. Detta innebär ofta en mera krävande uppgift än själva reningen av avloppsvattnet. Uppgiften erbjuder icke blott stora tekniska svårigheter utan innefattar jämväl betydande ekonomiska frågor.

Olika sätt att oskadliggöra de avskilda ämnena.

Olika slags avskilda ämnen.

Vid avloppsvattnets rening erhållas en hel del avskilda ämnen: på grovgaller avskiljes grovrems, påminnande om sopor, på fingaller och silar avskiljes finrens, såsom trasor, papper o. dyl., i sten- och sandfångare sten- och grus- resp. sandblandat rens, i fettfångare fett, olja och flytslam, samt i sedimenteringsbassänger sjunkslam och även en del flytslam. Av samtliga avskilda föroreningar utgör slammet den ojämförligt största mängden, vare sig det erhålles enbart genom sedimentering eller genom biologisk eller kemisk rening i förening med sedimentering.

Alltefter reningsmetodens art och slammets sönderdelningsgrad skiljer man mellan flera olika slags slam. Det slam, som erhålles vid enkel sedimentering, benämnes vanligt råslam. Vid kemisk eller biologisk rening efterföljd av sedimentering erhålles kemiskt resp. biologiskt råslam.¹ Man möter även benämningarna primärslam och sekundärslam, varmed menas slam från försedimenterings- resp. eftersedimenteringsbassängerna vid höggradig rening. Primärslammet utgöres sålunda ofta av blandat råslam. Det i en röt-kammare befintliga slammet, som är i ett mer eller mindre långt framskridet stadium av jäsnings, benämnes röt-slam. När röt-slammet genom jäsningsen sönderdelats i sådan grad, att det ej längre förorsakar några olägenheter genom lukt m. m. och blivit lätt torkbart, benämnes det moget slam. Allt slam, som tillföres röt-kammaren, utgöres sålunda av råslam; när slammet avtappas från röt-kammaren efter att ha genomgått den jäsningsprocess, som är avsedd att äga rum därstädes, bör slammet vara moget.

Råslam innehåller en större eller mindre mängd vatten och industnigsbar substans, bestående av organiskt och oorganiskt material. Det organiska materialet utgöres av låg- och högmolekylära kolhydrat, äggviteämnen och fett samt uppgår i regel till 50—80 % av totala torrsubstansvikten. Det oorganiska materialet utgöres av lera, sand, salter m. m. I regel utgör torrsubstanshalten hos vanligt råslam 5—10 %, hos kemiskt och biologiskt råslam 1—5 % och hos moget slam 8—20 % av totala slamvikten. Vattnet är till en del mekaniskt, men till övervägande del kolloidalt bundet.

¹ Överskottsslam från aktivt-slamprocessen, vilket förlorat sin aktivitet, bör sålunda ej benämnas aktivt slam, utan biologiskt råslam.

Rensets oskadliggörande.

Rens från grov- och fingaller oskadliggöres vanligen genom kompostering. Det kvantitativt övervägande och mera vattenhaltiga rensat från finsilanläggningar blir man bäst kvitt genom förbränning, men det kan även komposteras, t. ex. enligt Bradford-systemet, eller utrötas tillsammans med större mängder slam från sedimenteringsbassänger. Däremot kan det ej utan svårighet utrötas oblandat.

Sand från sandfångare är efter tvättning vanligen användbar för reningsverkets eget behov. Fett, olja och flytslam från fettavskiljare kan förbrännas, komposteras eller utrötas i likhet med slam från finsilar. I allmänhet lönar det sig däremot ej att tillvarataga fett, när mängden som regel är obetydlig.

Slammets oskadliggörande.

Det vattenhaltiga slammets från för- eller eftersedimenteringsbassänger kan oskadliggöras på flera olika sätt. Metoderna härför kunna indelas i två huvudgrupper: direkta och indirekta. De direkta metoderna avse slammets oskadliggörande utan föregående rötning, de indirekta metoderna dess oskadliggörande efter föregående rötning.

De direkta metoderna omfatta:

1. Bortfrakt, t. ex. till havs, till lämplig avstjälningsplats e. d.
2. Beredning med kalk, eventuellt efter lufttorkning, för gödslingsändamål.
3. Torkning och förbränning.

Bortfrakt till havs förekommer i vissa härför lämpligt belägna kuststäder. Slammets förtjockas vid reningsverket och fraktas därefter med specialbyggda tankbåtar eller pråmar ut till havs, där det sänkes. Lossningen måste ske så långt från land och på sådan plats, att slam ej driver tillbaka till stränderna eller infekterar fiskeplatser, i synnerhet skaldjursbankar.

Vid måttligt stora anläggningar kan slammets fraktas exempelvis med tankbilar eller genom pumpning till områden, som skola utfyllas och äro belägna så, att olägenheter vid tippningen undvikas. Slammets måste omedelbart täckas med jord. Fraktkostnaden blir emellertid hög.

I de fall, då flera reningsverk finnas i närheten av varandra, kan det stundom vara förmånligt att frakta råslam från ett mindre reningsverk till ett större reningsverks slamrötanläggning.

Beredning med kalk för jordbruksändamål har i några fall försökts. Vanligen avvattnas först slammets, t. ex. genom utbredning i mycket tunna lager på sandbäddar, genom centrifugering e. d., varefter det kalkas och uttransporteras samt omedelbart sprides och nedplöjes. Försöken ha emellertid utfallit mindre tillfredsställande på grund av dålig lukt vid hanteringen och svårigheten att erhålla jämn avsättning för slammets.

Metoden med direkttorkning och förbränning har under det senaste decenniet lämnat experimentstadiet och visat sig förmånlig vid ej alltför små anläggningar. Slammets är till följd av sin höga halt av organiska

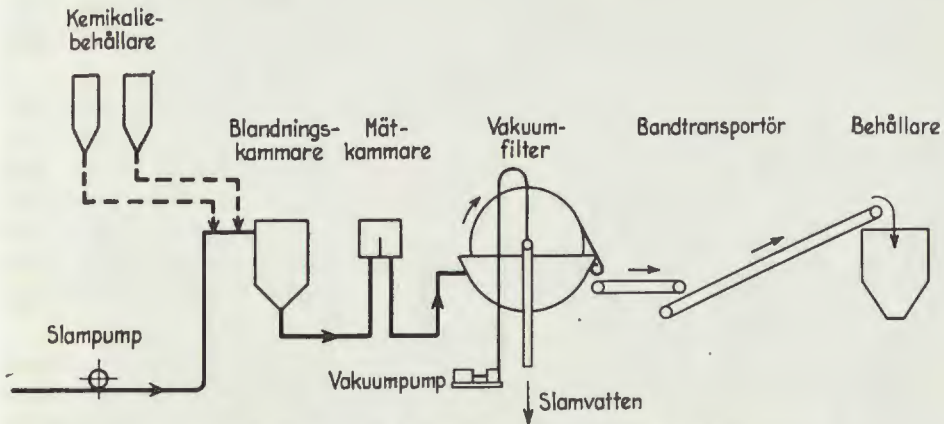


Fig. 60. Schema för vakuomtorkning av slam.

ämnen brännbart, sedan fuktighetshalten nedbringats tillräckligt. Vanligen åstadkommes först genom vakuomtorkning eller centrifugering en långtgående avvattning, varefter ytterligare torkning och slutligen förbränning äger rum i en enligt motströmsprincipen anordnad ugn. Sedan processen väl kommit i gång, erfordras ringa eller intet tillsatsbränsle. För att förbränningen skall bli luktfri, får temperaturen hos de från ugnen avgående rökgaserna icke understiga 800—1 000°C. Amerikanska undersökningar ha givit

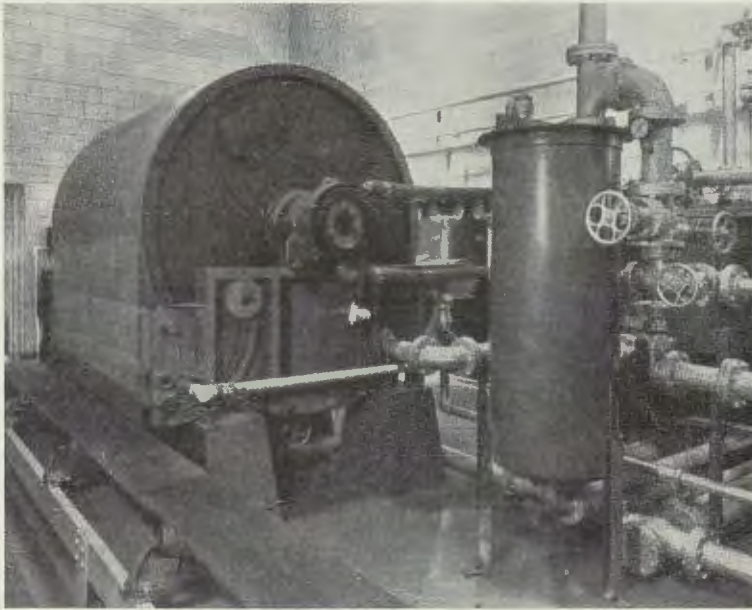


Fig. 61. Vakuumfilter. T. h. i förgr. vattenavskiljare, i bakgr. blandningskammare, t. v. transportband.

vid handen, att slamförbränning av ekonomiska skäl ej bör komma ifråga vid reningsverk för samhällen med en folkmängd understigande 50 000 personer.

Den hittills oftast tillämpade metoden för långtgående avvattning av kloakslam är *vakuumfiltreringen*.

Vakuumfiltret utgöres av en i lufttäta sektioner uppdelad trumma av järn, vilken är omgiven med en fast eller såsom ett ändlöst band löpande duk eller vira. Trumsektionerna kunna omväxlande evakueras, åter sättas i förbindelse med den yttre luften och fyllas med tryckluft. Vanligen arbetar trumman med ett vakuum av 5—6 m vattenpelare, som åstadkommes med vakuumpump. Trumman roterar nedsänkt i ett kar, i vilket slammet inledes.

Då vakuumfiltret är i drift suges slammet mot den kring trumman spända duken, varvid största möjliga mängd slamvatten avfiltreras. Det på duken upptagna slammet avskrapas kontinuerligt, eventuellt under samtidig inblåsning av tryckluft, samt avlägsnas på bandtransportör.

Råslam kan ej alltid direkt beskickas på viran, utan närmast denna påföres ibland i ett särskilt kar ett tunt isolerande lager av exempelvis cellulosa-fiber, som framställts genom malning av avfallspapper. För ernående av god avvattning begagnar man sig av det förhållandet, att kolloidernas vattenbindningsförmåga har ett minimum vid den isoelektriska punkten, vilken tämligen oberoende av slammets beskaffenhet ligger vid ett pH-värde av 3·4—5·8 på den sura sidan eller c:a 9 på den alkaliska sidan. För nedsättning av slammets pH-värde tillföres en sur koagulant, vanligen ferriklorid, och för alkalisering kalk. KEEFER och KRATZ ha visat, att den erforderliga koagulantmängden kan avsevärt minskas, om slammet före kemikalietillsättningen tvättas med friskt vatten. Filtreringshastigheten kan genom reaktionskontroll stegras avsevärt, för vissa slag av slam med inemot 30 ggr. Man räknar med att kunna avvattna c:a 5 kg torrsvikt moget slam och c:a 3 kg torrsvikt råslam per timme och m² filteryta. Den erforderliga koagulantmängden är vanligen rätt stor och belöper sig till c:a 1—4 vikt-% för moget slam och 5—15 vikt-% för råslam; mängden alkali rör sig om 8—10 vikt-%.

En vakuumfilteranläggning av vanlig typ visas på *fig. 60* och *61*.

Förbränningsugnarna utföras i regel enligt typer, som länge nyttjats inom industrien: roterande ugnar, våningsugnar m. fl. Goda resultat ha erhållits med NICHOLS-HERRESHOFFS våningsugn (*fig. 62*).

De indirekta metoderna omfatta framförallt slammets jäsning eller rötning i öppna bassänger eller slutna behållare.¹ På denna förberedande process följer rötslammets bortfrakt till havs, lagunering, torkning på torkgårdar eller med vakuumfilter samt därefter det avvattnade eller torkade slammets användning till utfyllning, beredning av gödningsämne, förbränning tillsammans med råslam o. s. v.

¹ Här avses endast anaerob jäsning, d. v. s. jäsning utan lufttillträde, vilket framgår av benämningen rötning. Man kan emellertid även sönderdela slam genom aerob jäsning, en process som f. ö. under senare år tillämpats för oskadliggörande av sopor (t. ex. i Narbonne-Perpignan, Frankrike) eller av slam från pressar och centrifuger och som enligt uppgift under inverkan av tempererad och fuktad luft tar jämförelsevis kort tid i anspråk.

I korthet tillgår rötprocessen så, att råslammet införes i bassänger eller behållare, som äro fyllda med vatten och slam i metanjäsning. Här undergå råslammets organiska beståndsdelar sönderdelning, så att slammet under loppet av några veckor förvandlas till en praktiskt taget luktfri massa, påminnande om humusjord. Av de ursprungliga beståndsdelarna kunna ej ens de mera svårönderdelbara, såsom papper, trasor o. dyl., längre urskiljas i slammassan. Slammvolymen nedgår vid god avvattning till inemot $\frac{1}{8}$ av råslammets volym.

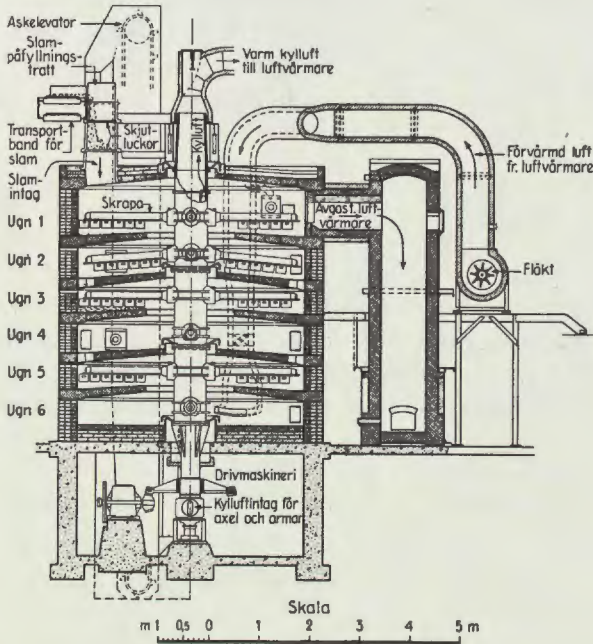


Fig. 62. Förbränningsugn. Typ NICHOLS-HERRESHOFF.

Vid rötningen erhålles gas, slamvatten och slam. Slammgasen eller rötgasen utgöres till 65 à 75 % av metan och till återstående 35—25 % huvudsakligen av koldioxid. Slamvattnet utgöres av vatten med lösta gaser, salter, större eller mindre mängd organiska syror m. m. samt en mindre mängd slampartiklar, som ej bör överstiga 1, helst ej $\frac{1}{2}$ % av vätskevikten. Det mogna slammet utgöres huvudsakligen av fast substans, innehållande 25—50 % organiskt material och uppslammad med så mycket vatten, att slammet fortfarande kan rinna.

Hygieniska synpunkter. Vid val av metod för slammets oskadliggörande är det nödvändigt att uppmärksamma även hygieniska synpunkter. Sålunda föreligger exempelvis vid avloppsslammets utnyttjande för jordbruksändamål risk för spridning av smittosamma sjukdomar, om ej tillbörlig försiktighet iakttages.

Slam ur sådant avloppsvatten, som innehåller särskilt farliga bakterier, t. ex. från epidemisjukhus och garverier, bör därför icke användas i jordbruket, utan det bör förbrännas eller behandlas med kemikalier. Slamrötning i steg torde i regel lämna ett i hygieniskt avseende tillfredsställande slam, men olämpliga konstruktioner och oförsiktig omröring, särskilt i vertikal led, försämra produkten.

Ej ens vanligt råslam bör tillföras jorden under pågående växtsäsong. Särskilt bladväxter, som förtäras färska, kunna sprida smitta, men till följd av den intensifierade råkostpropagandan gäller denna risk numera snart sagt alla grönsaker. Råslam bör därför komma ifråga endast för gödsling på hösten.

Vid borttransport till havs bör som nämnt eventuell risk för infektion av skaldjur och smakförsämring av fisk uppmärksammas.

Slamrötning.

Slamrötningen torde vara den ur hygienisk och ekonomisk synpunkt f. n. mest tillfredsställande slambehandlingsmetoden för medelstora och i många fall även för stora anläggningar. Det är utan tvivel den metod, som lämpar sig bäst för svenska förhållanden. Slamrötningen, som utgör en av de mest komplicerade och svåröverskådliga processerna inom vattenreningstekniken, torde kunna ytterligare förbättras och förbilligas, t. o. m. om endast hittillsvarande rön på ändamålsenligt sätt tillämpas. Det synes därför vara motiverat att tämligen ingående behandla förloppet vid slamsönderdelning genom rötning.

Slamrötningens ändamål.

Slamrötningen har till ändamål:

1. Att framställa ett moget slam. De lättsönderdelbara ämnena i slammet ha då sönderdelats i sådan grad, att slammet ej längre råkar i förruttelse. Det mogna slammet kan lätt torkas och har gott gödselvärde.
2. Att framställa ett moget slamvatten. De lättsönderdelbara ämnena i slamvattnet, vilka ha stort biokemiskt syrebehov, ha då sönderdelats och slamvattnets slamhalt har nedbringats till en obetydlighet.
3. Att eskadliggöra sjukdomsalstrande bakterier i slammet och slamvattnet.
4. Att i de fall, då slamgasen tillvaratages, framställa största möjliga mängd gas. Detta är dock intet huvudändamål.

Endast i speciella fall eftersträvas andra mål än de ovannämnda, t. ex. blott partiell sönderdelning (vid efterbehandling med vakuumfilter, bortfrakt till havs m. m.) eller framställandet av minsta möjliga mängd slamgas (vid direkt användning av slam och slamvatten för gödslingsändamål).

Att nå dessa mål för lägsta möjliga totalkostnad är ingenjörens uppgift. Av dominerande betydelse är därvid anläggningens dimensionering, ehuru även

dess anordning, utrustning och drift ej obetydligt inverka på kostnaden och detta i högre grad ju mindre anläggningen är.

Grundbegrepp.

Till förtydligande av den följande framställningen synes det vara lämpligt att först klargöra innebörden av några inom slamrötningstekniken ofta förekommande grundbegrepp samt att med stöd av enkel matematisk behandling undersöka, i vilken utsträckning vissa huvudfaktorer påverka en rötkammaranläggnings dimensionering.

Beskickning. Rötkammaren mottar kontinuerligt eller med jämna tids mellanrum en viss råslamtillförsel, vilken brukar benämnas rötkammarens beskickning. När ordet tages i kvantitativ bemärkelse, avses därmed den mängd råslam, som tillföres rötkammaren per dygn i medeltal under en längre tid, t. ex. en månad eller ett år. Emellertid kan, när så särskilt anges — t. ex. vid intermitterent slamtillförsel — med beskickning avses även slamtillskottet under en viss dag eller vid ett visst tillfälle.

När beskickningen — såsom oftast sker — anges i m^3/d , d. v. s. som volym, understrykes detta lämpligen genom benämningen *volymbeskickning*. Därmed avses det rötkammaren per dygn tillförda råslammets totala volym, vilken omfattar icke blott den organiska och oorganiska torrsubstansen i slammet utan även det i slammet ingående vattnet. Emedan slammets vattenhalt varierar, utgör volymbeskickningen intet exakt mått på mängden torrsubstans i det tillförda slammet. I en fullständig uppgift om det tillförda slammets mängd bör därför ingå icke blott dess volym, utan även dess torr-vikt och askhalt.

Av särskilt intresse är emellertid vikten av det tillförda råslammets organiska torrsubstans, d. v. s. skillnaden mellan råslammets totala torrsvikt och dess asksvikt. Denna viktmängd, som vanligen anges i t/d , kan till skillnad från volymbeskickningen benämnas *viktbeskickning*.

Angives viktbeskickningen per m^3 av rötkammarens effektiva volym (sid. 111), erhålles den specifika beskickningen. Den uttryckes sålunda i $t/d \cdot m^3$.

Ett begrepp, som jämte beskickningen är av särskild betydelse vid en rötkammarans dimensionering, är beskickningsintensiteten. Därmed avses förhållandet mellan å ena sidan viktbeskickningen och å andra sidan vikten av organisk torrsubstans i hela den i rötkammaren befintliga slammassan. Beskickningsintensiteten uttryckes i $t/d \cdot t$ eller i $\%_0/d$.

Den största beskickningsintensitet, som kan tillämpas vid en viss rötkammaranläggning utan att det avtappade slammet förlorar sin mognad, benämnes anläggningens beskickningskapacitet eller för korthetens skull endast dess kapacitet.

Sönderdelning. Under sitt uppehåll i rötkammaren undergår slammängden en minskning genom s. k. sönderdelning. *Fig. 63* avser att åskådliggöra förloppet. Till vänster på figuren visas ett råslamelement, bestå-

ende av vatten och torrsubstans. Torrsubstansen utgöres av organiskt och oorganiskt material. Det är framför allt den organiska substansen som under uppehållet i röt-kammaren sönderdelas, så att en del därav kan bortgå som slamgas eller avtappas som slamvatten. Slamsönderdelningen sker till en början hastigt, men sedermera, efter hand som mängden kvarvarande sönderdelbar substans avtar, allt långsammare (jfr sid. 22). För enkelhetens skull kan man emellertid utan större fel antaga, att slamm-mängden avtar rätlinigt i den mån slammets uppehållstid i röt-kammaren tilltar. Genom detta antagande ställes den följande beräkningen på säkra sidan. Det mogna slammet representeras av slamelementet till höger på figuren.

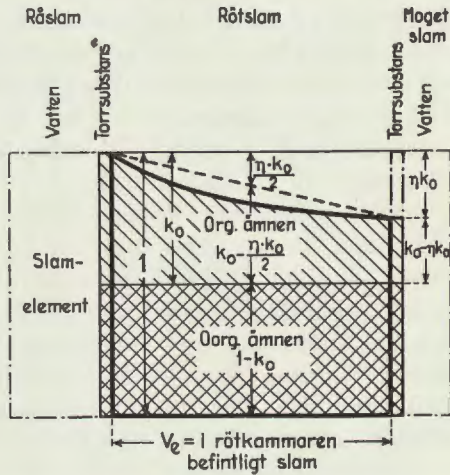


Fig. 63. Schematisk framställning av slamsönderdelning.

Ett mått på den i röt-kammaren uppnådda sönderdelningen av slammet utgör dess sönderdelningsgrad. Härmed förstås förhållandet mellan vikten av den del av råslammets organiska torrsubstans, som genom sönderdelningen avskilts i gas- eller vätskeform, och vikten av hela den ursprungligen tillförda mängden organisk torrsubstans i råslammet. Sönderdelningsgraden kan, efter bestämning av mängden torrsubstans (intorkningsresten) och aska (glödgningsresten) hos råslammet och rötslammet, beräknas enligt ekvationen

$$\eta = 1 - \left(\frac{a_1 - b_1}{b_1} \right) : \left(\frac{a_0 - b_0}{b_0} \right) \dots \dots \dots (29)$$

- där η = sönderdelningsgrad;
- a_0 = torrsubstans i råslamprovet, i g;
- b_0 = aska » » » »
- a_1 = torrsubstans » rötslamprovet, » »
- b_1 = aska » » » »

Fullständig sönderdelning av den organiska substansen uppnås icke ens efter flera års jäsning. Redan långt dessförinnan har emellertid sönderdel-

ningen fortskridit därhän, att slammet kan betecknas som moget. Den sönderdelningsgrad, som svarar häremot, benämnes den tekniska sönderdelningsgraden. Den uppgår vanligen till 0.5 men varierar något, framför allt med råslammets beskaffenhet.

Ett ofta förekommande begrepp inom slamrötningstekniken är den mot viktbeskickningen svarande sönderdelningseffekten, varmed avses vikten av den del av den i medeltal per dygn tillförda mängden organisk torrs substans, som genom sönderdelning i rötkammaren avskilts i gas- eller vätskeform. Sönderdelningseffekten uttryckes liksom viktbeskickningen i t/d. Dess storlek kan i allmänhet uppskattningsvis bedömas med stöd av mängden avgiven slamgas.

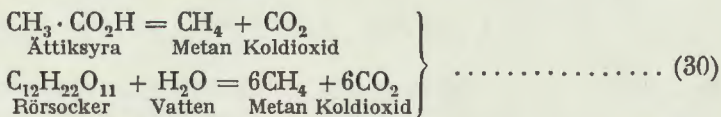
Även sönderdelningens storlek kan hänföras till rötkammarens effektiva volym. Denna specifika sönderdelning uttryckes liksom specifika beskickningen i t/d-m³. Den största specifika sönderdelning, som i medeltal under en längre tids normal drift kan uppnås vid olika rötkammaranläggningar, vilka beskickas med samma slags slam, utgör ett användbart mått för jämförelse mellan anläggningarnas effektivitet.

Sönderdelningens biokemi. Den anaeroba sönderdelningen betecknas ofta som en reduktionsprocess, men eftersom intet reduktionsmedel tillföres, måste varje reduktion motsvaras av en samtidig och kvantitativt ekvivalent oxidation. Mot »reduktions»-produkterna, t. ex. metan, svara således »oxidations»-produkter, t. ex. koldioxid.

Ur biokemisk synpunkt kan man beteckna den anaeroba sönderdelningen som ett antal parallellt med och efter varandra förlöpande enzymreaktioner. Enzymerna avsöndras av den vid sönderdelningen verksamma bakteriefloran (sid. 15). Enzymerna ha katalytiska egenskaper och inverka alltså på den kemiska reaktionshastigheten utan att därvid själva förändras.

Man kan vid sönderdelningen särskilja tre olika reaktionsförlöpp: *upplösning* av de fasta ämnena, *nedbrytning* av de sammansatta molekylerna till enklare molekyler samt *mineralisering* av de organiska ämnena till stabila sönderdelningsprodukter. Efter sönderdelningen återstå i slammet förutom vatten svårsönderdelbara organiska ämnen och mineralämnen, tillsammans bildande en luktfri massa påminnande om humusjord. Slamgas, moget slam och slamvatten utgöra de s. k. rötprodukterna.

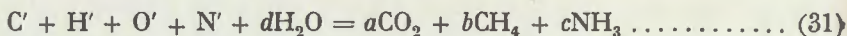
Som exempel på anaerob mineralisering kan anföras sönderdelningen av ättiksyra resp. rörsocker:



Sockret innehåller ej tillräckligt med väte och syre för att direkt kunna sönderdelas till metan och koldioxid, varför bakterierna hämta dessa ämnen från vattnet. Ett liknande förhållande äger rum vid sönderdelning av ett stort antal andra organiska ämnen. Den anaeroba processen innebär där-

för en sönderdelning även av vatten, vilket kunnat bekräftas genom iakttagelse.

En allmän schematisk framställning av det biokemiska förloppet vid mineraliseringen har lämnats av JOHANSSON och WESTBERG. Om man vid den anaeroba sönderdelningen betraktar ammoniak som slutprodukt jämsides med metan och koldioxid och om minskningen i de organiska ämnas atomkomponenter genom ammoniakbildning och mineralisering kallas resp. N' , C' , H' och O' , kan man uppställa följande reaktionsformel:



Härur erhålles ekvationssystemet

$$\begin{aligned} C' &= a + b & H' + 2d &= 4b + 3c \\ O' + d &= 2a & N' &= c \end{aligned}$$

där a , b , c och d äro uttryckta i grammolekyler, och alltså

$$\left. \begin{aligned} a &= \frac{4 C' - H' + 2 O' + 3 N'}{8} \\ b &= \frac{4 C' + H' - 2 O' - 3 N'}{8} \\ c &= N' \\ d &= \frac{4 C' - H' - 2 O' + 3 N'}{4} \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (32)$$

För beräkning av slamgasens sammansättning kan utan större fel antagas, att slamvattnets halt av bikarbonatkolsyra är lika med ammoniakhalten. De små mängder av andra baser som förekomma uppvägas nämligen i stort sett av slamvattnets halt av organiska syror. Om den totalt bildade gasmängden per liter råslam är x grammolekyler och koldioxidens löslighet i vatten vid en atmosfärs tryck är L g/l, erhålles ur fördelningslagen följande relation:

$$L \cdot \frac{x - b}{x} = 44 [a - c - (x - b)] \dots\dots\dots (33)$$

och, efter beräkning av x , slamgasens sammansättning:

$$\left. \begin{aligned} \text{metanhalt} &= \frac{b}{x} \cdot 100 \text{ volymprocent} \\ \text{koldioxidhalt} &= \frac{x - b}{x} \cdot 100 \text{ volymprocent} \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (34)$$

Genom analys kan man hos råslammet och rötslammet bestämma mängden torrsubstans per liter, askmängden samt atomkomponenterna C, H, O och N och därpå beräkna de teoretiska värdena för gasens sammansättning och mängd per liter eller per gram sönderdelad organisk substans. I praktiken uppnås aldrig fullständigt de på detta sätt beräknade värdena, emedan icke all sönderdelad organisk substans överföres i gas och ammoniak

utan finnes kvar som halvsönderdelad substans och till större eller mindre del avgår med slamvattnet.

Beräkning av rötkammarvolymen. I mycket stor utsträckning dimensioneras rötkammare med stöd av genomsnittssiffror för den erforderliga volymen, vanligen angivna i liter per person. Dylika genomsnittssiffror kunna emellertid giva alldeles felaktiga resultat, emedan de icke taga hänsyn till lokala förhållanden, såsom samhällets standard, förekomst av industrier, rötkammarens konstruktion, arbetstemperatur m. m.

För oskadliggörande av en viss daglig mängd råslam genom rötning fordras en däremot svarande sönderdelningseffekt. För ernående av hög specifik beskickning, d. v. s. liten rötkammarvolym och låg anläggningskostnad, är hög specifik sönderdelning eftersträfvansvärd. Den effektiva röt-kammarvolymen, varmed avses den volym som det jäsande slammet upptar i rötkammaren, kan nämligen skrivas

$$V_e = \frac{\eta p_o}{s_o} \dots \dots \dots (35)$$

där V_e = effektiv rötkammarvolym, i m^3 ;

p_o = vikt av den rötkammaren i medeltal per dygn tillförda organiska torrsubstansen i råslammet (viktbeskickning), i t/d;

η = sönderdelningsgrad;

s_o = specifik sönderdelning, i t/d· m^3 .

Man brukar allmänt anse, att den mot sönderdelningseffekten svarande specifika beskickningen är direkt proportionell mot den i rötkammaren befintliga vikten av organisk torrsubstans, som är i jäsning. Organisk substans av olika ålder är emellertid icke likvärdig såsom ympmaterial, ty äldre slam synes ha en avsevärt större kapacitet än yngre slam. Antagandet gäller endast för en normal blandning av slam av olika ålder, exempelvis vid homogen blandning av hela rötkammarinnehållet eller som medeltal i ett »vertikalsnitt» genom en rötkammaranläggning med skiktat slam.

Stundom framföres dock den uppfattningen, att t. ex. omröring — trots att den minskar torrsubstanshalten och därmed vikten av organisk torrsubstans i rötkammaren — ävensom den härigenom åstadkomna höjda vattenhalten i och för sig i så avsevärd grad höjer reaktionshastigheten, att sönderdelningseffekten ökas. Eftersom beskickningskapaciteten är proportionell mot såväl torrvikten som reaktionshastigheten, d. v. s. mot produkten av dessa båda faktorer, skulle man sålunda kunna uppställa en beräkning grundad på detta förhållande. Mycket tyder dock därpå att inom förekommande gränser reaktionshastighetens förändring till följd av ökad omröring och vattenhalt vid normal jäsning och fortvarighetstillstånd är ringa, och det synes då av praktiska skäl vara lämpligt att utgå från att beskickningskapaciteten är proportionell mot enbart vikten av den organiska torrsubstansen i rötkammaren. Dessa omständigheter diskuteras närmare i det följande (sid. 126—129).

Utgående från sistnämnda antagande kan för en viss känd viktbeskickning den teoretiskt erforderliga vikten av organisk torr-

substans i röt-kammaren vid kontinuerlig beskickning och avtappning beräknas vara (fig. 63):

$$P_{teor} = \frac{p_0}{r} \cdot \frac{2 - \eta k_0}{k_0 (2 - \eta)} \dots \dots \dots (36)$$

där P_{teor} = det i röt-kammaren befintliga slammets (rötslammets) teoretiskt erforderliga totala torrsvikt, i t;

k_0 = råslammets halt av organisk torrsbstans;

r = förhållande mellan vikten av den röt-kammaren i medeltal per dygn tillförda och vikten av den i röt-kammaren befintliga mängden organisk torrsbstans (beskickningsintensitet), i t/d·t;

övriga beteckningar som förut.

Med hänsyn till oförutsedda variationer i råslamtillförseln, osäkerheten i antagandena m. m. bör röt-kammaren emellertid för praktisk drift kunna rymma en något större slammängd än den teoretiskt erforderliga. Denna multipliceras därför med en säkerhetsfaktor.

Effektiva röt-kammarvolymen utgör sålunda vid kontinuerlig beskickning och avtappning:

$$V_e = S \cdot \frac{P_{teor}}{a_m} = S \cdot \frac{p_0}{a_m r} \cdot \frac{2 - \eta k_0}{k_0 (2 - \eta)} \dots \dots \dots (37)$$

där S = säkerhetsfaktor ($S > 1$);

a_m = rötslammets genomsnittliga torrsbstanshalt, i t/m³;

övriga beteckningar som förut.

Vid fullständig omröring är röt-kammarinnehållet homogent och hela volymen kan då anses som »effektiv». Vid naturlig eller långsam omröring erhålles ett klarvattenskikt och dessutom ett flytslamskikt, vilka möjligen ej böra inräknas i effektiva röt-kammarvolymen. I vissa fall skall röt-kammaren därutöver rymma utjämningsmagasin för slamfyllning eller slamtappning samt gasrum.

Den totala röt-kammarvolym, som erfordras för att en viss beskickning skall kunna på tillfredsställande sätt behandlas, kan således vid kontinuerlig beskickning och avtappning beräknas enligt ekvationen:

$$V_t = V_e + v_s = S \cdot \frac{p_0}{a_m r} \cdot \frac{2 - \eta k_0}{k_0 (2 - \eta)} + v_s \dots \dots \dots (38)$$

där V_t = total röt-kammarvolym, i m³;

v_s = flytslam- och slamvattenvolym, utjämningsmagasin och gasrum, i m³;

övriga beteckningar som förut.

Om man bortser från den mindre volym, som representeras av termen v_s , finner man, att röt-kammarvolymen för en viss beskickning p_0 i hög grad beror av beskickningsintensiteten r och rötslammets genomsnittliga torrsbstanshalt a . De båda övriga faktorerna η och k_0 utöva endast ringa inflytande.

Inflytandet av faktorerna $1/r$ och $1/a_m$ visas överskådligt av diagrammet på *fig. 64*, varav framgår, att vid små värden på r och a_m förändringen av V_e blir mycket stor.

Beskickningsintensiteten r är beroende av ett flertal olika faktorer: råslammets beskaffenhet, temperatur, ympning, pH-värde m. fl. Rötslammets genomsnittliga torrsustanshalt a_m är beroende av råslammets beskaffenhet, röt-kammarens konstruktiva utformning, anläggningens skötsel m. m. Det är sålunda dessa olika faktorer som fordra ett närmare studium för bedömning av storleken på r och a_m i varje särskilt fall samt av möjligheten att kunna höja dessa värden och därmed förbilliga processen.

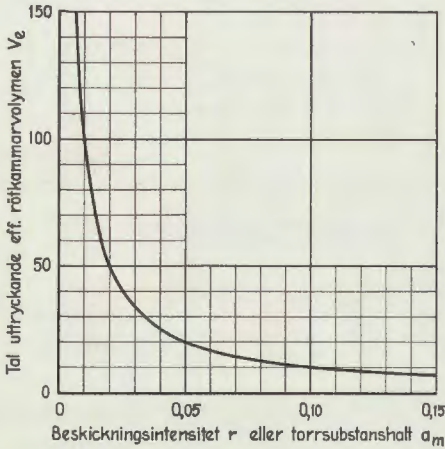


Fig. 64. Beskickningsintensitetens och torrsustanshaltens inverkan på effektiva röt-kammarvolymen.

Slamrötning under tekniskt enkla förhållanden.

Slamrötning under vatten i öppna eller slutna behållare är som nämnt en anaerob process. Dess förlopp under enkla förhållanden — d. v. s. då rötprocessen överlämnas mer eller mindre åt sig själv och särskilda tekniska hjälpmedel för dess påskyndande icke komma till användning — har framför allt i U. S. A. underkastats ett omfattande studium. Undersökningarna ha bl. a. inriktats på klargörande av sönderdelningens förlopp under följande tekniskt enkla förhållanden:

1. Sönderdelning av råslam utan ympning med annat slam.
2. Sönderdelning av råslam vid kontinuerlig ympning med moget slam i olika mängder.

Undersökningsresultaten äro av så stor betydelse, att de här skola i kort-het omnämnas.

Sönderdelning utan ympning. Hos råslam, som lämnas att ruttna utan särskilda ingripanden, sjunker pH-värdet till en början hastigt och har efter några dagar nedgått till c:a 5 eller därunder; här stannar det en längre tid för att sedan till en början långsamt men därefter allt snabbare stiga till 7,5

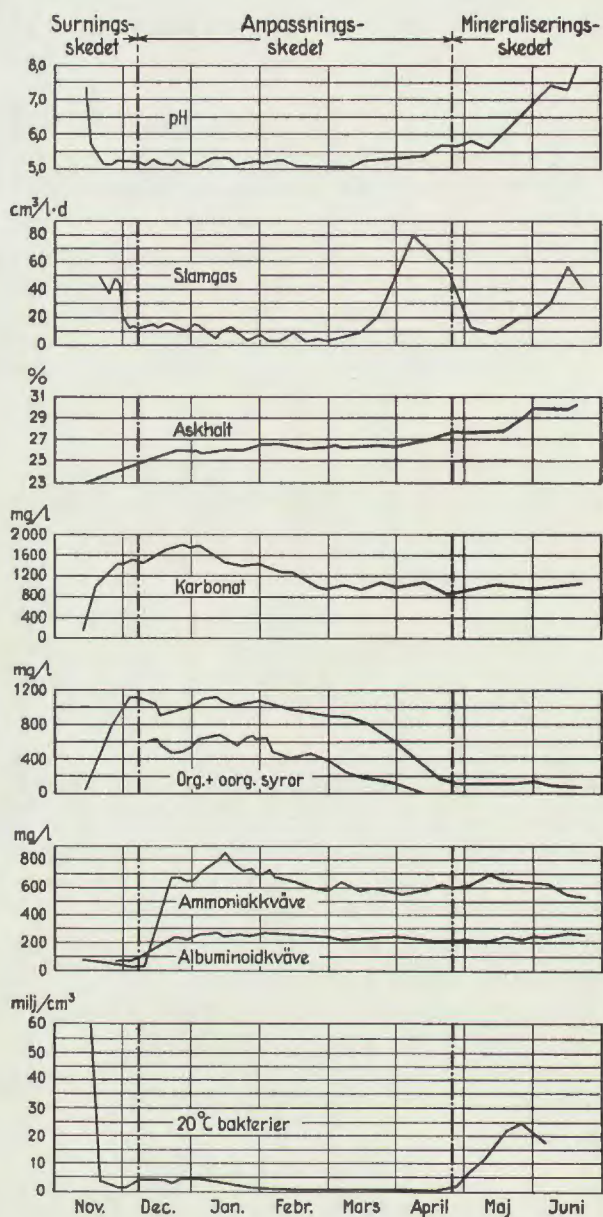


Fig. 65. Karakteristiskt förlopp vid slamsönderdelning utan ympning. Efter RUDOLFS, HOTCHKISS, FISCHER och LACKEY.

å 8 och däröver. Samtidigt försiggår sönderdelning av slammet. Under pH-sänkningen och en kort tid därefter sker sönderdelningen ganska raskt, varvid huvudsakligen organiska syror och starkt koldioxidhaltig gas bildas. Därefter avstannar sönderdelningen, ända tills pH-värdet börjar stiga, då metangas och fasta förenklade ämnen såsom salter och humus bildas. Sönderdelningen försiggår således i tre olika skeden, som kunna benämnas *surnings-skedet*, *anpassningsskedet* och *mineraliseringsskedet*.¹ Detta sönderdelningsförlopp kan emellertid följas av nya surnings-, anpassnings- och mineraliseringsskeden, tills slammet nått sådan sönderdelningsgrad, att de biologiska processerna i huvudsak måste upphöra. På detta sätt sönderdelat slam kan dock ytterligare sönderdelas, om det återföres till rötkammarens inlopp.

De olika skedena äro ej skarpt åtskilda, utan skjuta in i varandra.

Under surnings-skedet sönderdelas huvudsakligen vissa lättlösliga kolhydrat såsom socker och stärkelse. Den i råslammet befintliga dominerande bakteriefloran reduceras suc-

¹ Dessa tre sönderdelningsskeden böra ej förväxlas med de förut (sid. 109) nämnda tre reaktionsförloppen, ehuru vart och ett av de sistnämnda företrädesvis äger rum inom motsvarande sönderdelningsskede.

cessivt och ersättes av andra arter, under det att befintliga protozoer, främst flagellater, kunna ökas ofantligt i antal, varvid de synas livnära sig av de genom bakteriernas verksamhet uppkomna mellanprodukterna. Såväl protozoer som bakterier avta emellertid efter hand i antal, sedan upplösningen och vätskebildningen i huvudsak avslutats. Detta skede varar vid vanlig rumstemperatur 30—50 dygn.

Under *anpassningsskedet*, som kännetecknas av långvarigt, ungefär konstant, lågt pH-värde, vilket först mot skedets slut sakta stiger, förblir bakteriehalten låg och nära konstant, medan protozoerna efter hand helt försvinna. Organiska syror och kväveföreningar angripas, men reduktionen av de organiska ämnena i övrigt är obetydlig. Anpassningsskedet kan vara mycket länge, från 100 till flera hundra dygn.

Under *mineraliseringsskedet* stiger bakteriehalten betydligt. Kväveämnen och komplexa kolhydrater, cellulosa, fett m. m. angripas, och halten av organiska ämnen reduceras återigen rätt starkt. Detta skede varar vid rumstemperatur normalt 30—60 dygn.

En översikt av de tre sönderdelningsskedena lämnas i nedanstående tabell samt på *fig. 65*.

	<i>Surningsskedet</i>	<i>Anpassningsskedet</i>	<i>Mineraliseringsskedet</i>
Allmänna kännetecken	Intensiv syrabildning, reduktion av colibakterier	Sur sönderdelning o. surhetens successiva avtagande, skumbildning	Neutral l. alkalisk intensiv sönderdelning
Angripna ämnen	Lättlösliga kolhydrater ss. socker o. stärkelse	Organiska syror, lösta kväveföreningar	Kväveföreningar ss. protein o. aminosyror, komplexa kolhydrater, fetter
Verksamma organismer	Colibakterier, sporbildande anaerober, protozoer	(Ej slutgiltigt bestämda)	Sporbildande anaerober, lipasbildande organismer, protozoer
pH-förändring	Sjunkande pH från 6.8 ned till 5.1	Lång period med lågt pH, följd av sakta stigande pH	Sakta stigande pH upp till 7.4 eller högre, tilltagande alkallitet
Slammets utseende	Grått; en mindre del av slammets flytande	Grått-gulbrunt; större delen flytande	Mörkbrunt-svart; ringa eller ingen del flytande
Slammets lukt	Av svavelväte	Av svavelväte, indol, merkaptan	Av tjära, gummi
Slamvattnets utseende	Tämligen klart, svagt grumligt	Mjölkliknande till gulgrumligt	Svagt grumligt till klart
Produkter	Organiska syror, svavelväte, jämförelsevis stor mängd metangas m. hög halt av koldioxid o. kväve, sura karbonater	Under större delen av tiden ringa mängd gas m. avtagande mängd kväve o. koldioxid, ammoniakföreningar, sura karbonater	Ammoniakföreningar m. m., organiska syror, stor mängd metangas m. låg halt av koldioxid o. kväve, moget slam
Varaktighet vid c:a 18°C	30—50 dygn	100 dygn eller mera	30—60 dygn

Sönderdelning med ympning. Om slam, som undergår alkalisk sönderdelning och befinner sig i »biologisk balans», kontinuerligt eller med jämna, ej alltför långa tids mellanrum beskickas med råslam, *ympas råslammet*

med det mogna slammets bakteriekulturer, och råslammets sönderdelning förlöper då på ett helt annat sätt än vid rötning utan ympning, i det att det långa anpassningsskedet bortfaller.

Beskickningsintensiteten är därvid av väsentlig betydelse. Skulle intensiteten bli för stor, störes den biologiska balansen, processen kan övergå i sur jäsning och sönderdelningen nedgå eller avstanna. Om beskickningen upphör, kan efter ett mer eller mindre långt anpassningsskede den biologiska balansen återställas. För en beskickningsintensitet av 1, 2, 3 och 4 % per dygn erhöles vid de ovannämnda amerikanska undersökningarna följande resultat.

Aciditeten växer med beskickningsintensiteten. Ammoniakproduktionen når ett maximum vid en intensitet av c:a 2 % per dygn. Askhalten hos det mogna slammet varierar däremot ej nämnvärt. Slamvattnet är vid en beskickningsintensitet av 3 % per dygn ej längre klart och luktfritt; vid 4 % intensitet är det starkt grumligt och illaluktande.

Bakteriehalten stiger vid ökad beskickningsintensitet, men ej i proportion till intensiteten. Rötslammet innehåller en viss mängd bakterier, karakteristiska för den pågående rötprocessen. Den stora mängden av bakterier i råslammet utgöres huvudsakligen av tarmbakterier, vilka ej leva länge i sin nya omgivning. Antalet bakterier i det kontinuerligt beskickade och ympade slammet är beroende av dödshastigheten hos tarmbakterierna och tillväxthastigheten hos de för slamsönderdelningen karakteristiska bakterierna. Vid en beskickningsintensitet av 2 % per dygn och därunder är antalet bakterier jämförelsevis konstant, varemot större intensitet förorsakar starka fluktuationer i antalet bakterier, antydande att tillfredsställande biologisk balans ej längre är rådande.

Protozoerna, som till övervägande del utgöras av flagellater, avta oavbrutet i antal hos slam, som ej beskickas med råslam, men uppnå stort antal, så snart beskickning med råslam äger rum. Under sönderdelningens fortgång fluktuerar dock antalet starkt.

Antalet bakterier och protozoer samt askhalten ökar med beskickningsintensiteten upp till en viss gräns. Ovanför denna minskar bakterie- och askhalten, under det att halten av protozoer obetydligt ökar. Av särskilt intresse är, att fluktuationerna hos antalet bakterier och protozoer uppvisa ett bestämt samband. När bakterieantalet stiger, avtar antalet protozoer och omvänt. I direkt proportion till bakterieantalet står ammoniakbildningen (alkalisk sönderdelning), som sålunda synes fördröja utvecklingen av protozoer.

Med stöd av undersökningsresultatet kunna protozoerna antagas livnära sig av sönderdelningsprodukter av enkla kolhydrat, såsom socker och stärkelse, vid vilken sönderdelning produktionen av koldioxid och organiska syror (sur sönderdelning) är särskilt stark.

En störande faktor vid rötningens förloppet är den ibland förekommande skumbildningen.¹ Denna hindrar visserligen icke sönderdelningen

¹ Man bör skilja mellan flytslam, som ofta ehuru oegentligt benämnes skum, och verkligt skum eller fradga. Skum förorsakas av dispersion av en vätska i en vätska eller av en gas i en vätska.

men efterträdes vanligen av mer eller mindre långvarig inaktivitet och är därför ett tecken på störd biologisk balans. Ämnen, som lätt förorsaka skumbildning, äro fettsyror och ett stort antal organiska syror, oljor m. m. ävensom salter i större koncentration.

Skumbildning i röt-kammare uppkommer vanligen genom minskning av ytspänningen på grund av den vid slamsönderdelningen särskilt stora produktionen av organiska syror. En livlig biologisk verksamhet vid sjunkande pH-värde medför stark ökning av koldioxidproduktionen och uppdelning av slammet i små partiklar och kolloider, av vilka en stor del anrikas och med gasen föras upp till ytan. Gas, syror och fasta ämnen i suspension kunna sålunda samtliga bidra till skumbildningen. Även oorganiska salter kunna medverka, ty skummet innehåller vanligen stora mängder karbonat. Skummet kan därför vara alkaliskt (pH = c:a 8), medan slammet och slamvattenet i regel äro sura.

I de flesta fall åtföljes skumbildningen av en enorm utveckling av protozoer, och koncentrationen av dessa närmar sig den, som förekommer hos aktivt slam.

Skumbildningen är otvivelaktigt ett tecken på att mängden ymptslam i röt-kammaren är otillräcklig. Man avhjälper därför skumbildningen ej genom att tömma röt-kammaren och sätta igång den på nytt, utan genom att låta röt-kammaren vila och därefter åter låta den arbeta, men med minskad beskickning, eller genom att åvägabringa gynnsammare betingelser för driften, t. ex. genom höjning av temperaturen.

På slamrötningen inverkan de faktorer.

Vid de äldsta röt-kammaranläggningarna fick slamsönderdelningen sköta sig själv. Man iaktog dock snart, att vissa faktorer, t. ex. temperaturen, starkt påverka sönderdelningshastigheten, vilket ledde till att uppmärksamheten riktades på möjligheterna att tekniskt och ekonomiskt förbättra processen.

Under åren 1925—30 ha sålunda RUDOLFS m. fl. systematiskt undersökt de *miljöfaktorer*, vilka man då ansåg i första hand befordra slamsönderdelningen, nämligen inverkan av råslammets beskaffenhet, ympning, temperatur, reaktion, partiell sterilisering, kemikalier såsom alkalier (särskilt kalk), koagulanter (särskilt järnsalter) m. m. Under senare år ha dessa undersökningar fortsatt och utvidgats att omfatta även andra faktorer: tryck och vakuum, vattenhalt, uppehållstid, konsekutiv slamrötning, omröring m. m.

Råslammets beskaffenhet är av primär betydelse för slamsönderdelningen.

Den är i främsta rummet beroende av avloppsvattnets beskaffenhet. Denna är i sin ordning i någon mån påverkad av beskaffenheten hos vattenledningsvattnet, som inverkar på avloppsvattnets vätejonkoncentration, salthalt, temperatur m. m. Avloppsvatten från separata kloaksystem innehåller vanligen slam med högre halt av organiska ämnen än avlopps-

vatten från kombinerade system. Det förra slammet är även mera vattenhaltigt och svårare att avvattna än det senare. Samhällets standard inverkar i ej ringa mån, i det att halten av organiska ämnen stiger med ökade moderna bekvämligheter, framförallt med antalet vattenklosetter. Industriella föroreningar kunna likaledes utöva ett stort inflytande på avloppsvattnets beskaffenhet.

I andra hand inverkar *reningsmetoden* på råslammets beskaffenhet. Ju längre reningen drives, desto högre blir slammets halt av organiska ämnen, som med olika reningsmetoder stiger i följande ordning: 1) korttids-sedimentering, 2) långtids-sedimentering, 3) biologisk rening medelst aktivt slam eller biologiska bäddar. I sistnämnda fall blir även den biologiska floran en helt annan än hos slam från obehandlat avloppsvatten. Vid kemisk rening tillföras kemikalier, som i små mängder kunna vara oskadliga men i stora mängder skadliga för de vid slamsönderdelningen verksamma mikro-organismerna. Förklorering reducerar halten av tarmbakterier och retarderar sönderdelningen genom dessa, luftning medför utflockning av kolloider och bibehåller slammet »färskt». I fettavskiljare avlägsnas svårsönderdelbara ämnen m. m.

I tredje rummet påverkas råslammets beskaffenhet av *reningsverkets konstruktion och skötsel*. Sedimenteringsbassängernas och slamtrattarnas konstruktion ävensom slamskrapningens och pumpningens bedrivande med större eller mindre »eftersläpning» inverka sålunda i hög grad på råslammets vattenhalt. Om slammet tillåtes kvarligga för länge i sedimenteringsbassängerna, kan det få sur reaktion, o. s. v.

Ympningens betydelse för en riktig och snabb slamsönderdelning börjar alltmera uppmärksammas.

Ursprungligen överlämnades ympningen, såväl i emscherbrunnar som i separata röt-kammare och vid laboratorieexperiment, mer eller mindre åt sig själv. Röt-slammet tillfördes en avpassad mängd råslam i någon punkt vid ytan, där sålunda en koncentration av råslam ägde rum, låt vara att en viss omblandning erhöles till följd av gasutvecklingen och av andra orsaker.

I separata röt-kammare infördes rätt tidigt i viss utsträckning blandning och ympning medelst *omrörare*, t. ex. system DORR, enligt vilket den horisontala skiktningen av råslam vid ytan och moget slam vid botten i huvudsak bibehålles, eller medelst *pumpar*, t. ex. system PRÜSS, enligt vilket en blandning i vertikal led äger rum, i det att det vid botten befintliga mogna slammet föres upp till ytan och råslammet föres ned mot botten. I en del fall har man sökt åstadkomma tillfredsställande blandning vid råslammets inpumpning genom att utbilda inloppet som *strålmunstycke* eller genom att anordna *flera munstycken* eller använda *centrifugalspridare*, som utbreder råslammet över röt-kammarens hela yta.

Redan från början observerade man, att de väsentliga svårigheterna vid igångkörning av en ny anläggning kunna elimineras genom tillförsel av en viss mängd röt-slam från en anläggning i drift. Det erfordras som bekant

ympning med en ganska ringa mängd bakterier för att i ett någorlunda bakteriefritt födoämne sätta igång en bakterieprocess. Vid mjölksyrejäsning, ostberedning o. dyl. är det sålunda tillfyllest, att väggen hos det kärl, som skall mottaga den sterila mjölken eller grädden, bestrykes med en ringa mängd av den önskade bakteriekulturen. Om däremot primärmaterialet är genompyrt med olämpliga bakteriekulturer, såsom fallet är med kloakslam, erfordras en avsevärt större mängd ympbakterier resp. ympslam, för att den inympade kulturen skall taga överhand. Avsikten med ympningen av råslam är f. ö. icke blott att bibringa det en lämplig bakteriekultur. Ympningen kan även medföra en förmånlig ändring av pH-värdet och en viss förvärmning av det sura och kalla råslammet. En höggradig buffertverkan hos ympslammet är därför önskvärd.

Ympförmågan hos olika slags slam har undersökts av flera forskare. RUDOLFS har funnit bl. a., att flodslam och väl brunnen häst- eller kogödsel kunna användas för ympning, men att de äro sämre än rötslam, samt att endast delvis sönderdelat rötslam är sämre än moget slam. Ju äldre slammet är, desto bättre resultat erhålles. HEUKELEKIAN har visat, att moget slam kan förvaras åtminstone 3 månader utan att märkbart förlora sin ympförmåga.

Ympförmågan hos rötslammet är sålunda medbestämmande för beskickningskapaciteten. Det torde dock ej vara nödvändigt, att allt i en röt-kammare befintligt slam bringas att delta i ympningen, för att beskickningen skall kunna bli den största möjliga.

En intim blandning mellan råslammet och ympslammet bidrar utan tveivel till att ympkulturen snabbt gör sig gällande. Av samma anledning torde en finfördelning av slammet vara förmånlig. Huruvida en höggradig finfördelning är en ändamålsenlig åtgärd, är dock ej prövat.

Temperaturens inverkan är synnerligen stor vid sönderdelning av såväl oympat som ympat råslam.

I emscherbrunnar kan slamsönderdelningen praktiskt taget upphöra under den kalla årstiden, men med stigande temperatur under våren ökar den och når en hög intensitet under sommaren, ofta åtföljd av skumbildning. I separata, kontinuerligt beskickade röt-kammare förlöper sönderdelningen jämnare och med av temperaturen beroende hastighet.

Närmare undersökningar över temperaturens inverkan ha givit vid handen, att sönderdelningshastigheten är obetydlig vid temperaturer under 10° C. Vid högre temperaturer ökar den starkt med temperaturen, dock enligt de flesta forskare ej regelbundet, utan med vissa smärre maxima och minima. Maxima angivas vanligen förkomma vid c:a 33° och 55° C.

Andra forskare anse, att ökningen av sönderdelningshastigheten med temperaturen sker relativt jämnt (*fig. 66*) och att de oregelbundenheter som konstaterats bero på tillfälligheter eller därpå att den för temperaturen gynnsammaste bakteriekulturen ej hunnit utveckla sig. Temperatursvängningar kunna emellertid vara ogynnsamma.

Bakteriehalten hos slammet är ungefär konstant vid olika temperaturer, under det att halten av protozoer starkt avtar med stigande temperatur.

Enligt vissa observationer skulle mängden utvecklad gas per viktenhet organisk substans stiga något med temperaturen.

Med avseende på de temperaturområden, som erbjuda bakterier av olika slag de gynnsammaste livsbetingelserna, bruka bakterier som trivas under 10°C benämns kryofila, mellan 10° och 42°C mesofila och över 42°C termofila bakterier.

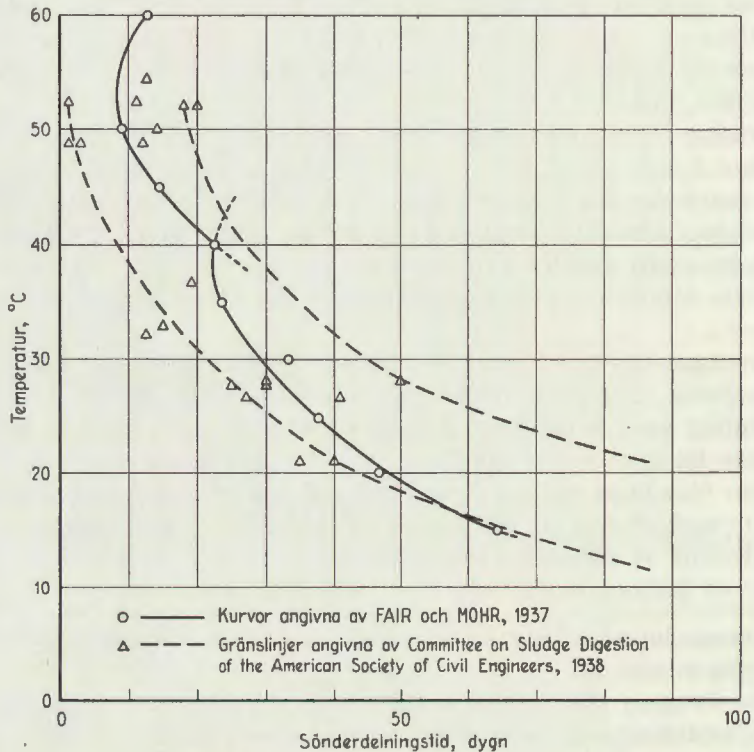


Fig. 66. Temperaturs inverkan på slamsönderdelningen enligt försök i full skala och laboratorieskala.

Den termofila sönderdelningen äger rum under inflytande av en annan bakterieflora än den mesofila sönderdelningen. Den kan bringas till utveckling genom vidmakthållande under någon tid av en temperatur av 45° — 55°C . Termofil sönderdelning sker mycket hastigt och kan vara praktiskt taget fullbordad på några få dagar. Vid termofil sönderdelning i ett steg erhålles emellertid ett svårtorkat slam samt ett ytterst illaluktande och besvärligt slamvatten. Senare försök med termofil sönderdelning i steg (sid. 125) ha givit gynnsammare resultat. RUDOLFS och CLEARY ha sålunda genom försök i halvstor skala visat, att vid termofil sönderdelning under 5 dygn vid c:a 53°C , följt av vanlig sönderdelning under 7 dygn vid

28° C, väsentliga olägenheter icke uppkomma. GRANQVIST erhöill vid sönderdelning vid c:a 43° C 2 ggr så stor mängd gas som vid 25° C, men värmeförlusterna förbrukade vinsten, trots att rötkammaren var isolerad med kork såväl på sidorna som i botten. Även RUDOLFS har fäst uppmärksamheten vid att värmeförlusterna vid termofil sönderdelning kunna bli upp till 2·5 ggr så stora som vid mesofil sönderdelning.

Reaktion. Sambandet mellan rötslammets reaktion och dess sönderdelningshastighet uppmärksammades redan omkring år 1915 av IMHOFF, men har först av RUDOLFS undersökts mera ingående. Den vanliga sönderdelningen förlöper bäst vid ett pH-värde av 7·2—7·6. På ömse sidor om dessa gränser försiggår sönderdelningen långsammare. Vätskebildningen överstiger vanligen gasbildningen i vikt vid eller under ett pH-värde av c:a 7·2, under det att gasbildningen överstiger vätskebildningen vid ett pH-värde av c:a 7·6 eller däröver. Fullt normal sönderdelning har dock i några fall skett vid så lågt pH-värde som 6·4. Nedgår pH-värdet alltför starkt, inträder skumbildning, under det att ett alltför högt pH-värde medför inaktivitet.

I allmänhet är pH-värdet ej orsak, utan verkan. Bakterierna sörja för att pH-värdet blir så gynnsamt för deras verksamhet som möjligt. Skulle emellertid pH-värdet, t. ex. genom tillförsel av industriellt avloppsvatten, ej bli lämpligt, kan det justeras genom ympning, kalkning eller på annat sätt.

Partiell sterilisering har även gjorts till föremål för systematisk undersökning, bl. a. av RUDOLFS. Han fann, att vissa steriliseringsmedel i mycket små doser ha ett gynnsamt inflytande på protozoer och bakterier. Vid ökade doser minskas antalet protozoer, under det att antalet bakterier ej nämnvärt påverkas.

Erfarenheten från överbelastade anläggningar visar, att skumbildning upphör genom den partiella sterilisering av råslammet som uppkommer, om avloppsvattnet klorbehandlas. Ett flertal IMHOFF-anläggningar rapportera sålunda gynnsamma resultat genom dylik behandling. COHEN, som misslyckats att genom kalktillsättning upphäva skumbildningen, fann, att förklorering av avloppsvattnet hjälpte så gott som omedelbart. När kloreringen avstannade, började skumbildningen ånyo efter kort tid, men upphörde åter vid fortsatt klorering. Liknande resultat meddelas av WEST, STEVENSON m. fl.

Kemikaliers inflytande på slamsönderdelningen var i synnerhet för ett antal år sedan föremål för intensiva undersökningar.

FISCHER, RUDOLFS och ZELLER ha sålunda ingående studerat, hur den normala slamsönderdelningen och skumbildningen påverkas av olika alkalier, såsom kalk, marmor, dolomit m. m. Alkalier i små mängder påskynda slamsönderdelningen, varvid kalk är avsevärt verksammare än övriga undersökta kemikalier. Kalken i likhet med övriga alkalier neutraliserar de organiska syror, som utvecklas vid slamsönderdelningen, höjer pH-värdet, flockar kolloider, inverkar på viskositeten och ytspanningen m. m., allt i gynnsam riktning, men verkar därjämte i vissa doser stimulerande på ut-

vecklingen av protozoer, varigenom utvecklingen av syror ökas, så att pH-värdet åter sjunker. I höga doser medför kalk inaktivitet. Genom reaktionskontroll med kalk kan beskickningsintensiteten ökas till 3.5 % eller möjligen till 5 % per dygn. Senare undersökningar synas dock visa, att reaktionskontroll med kalk vid sönderdelning under riktig biologisk balans ej är erforderlig, och att beskickningen även utan kalk kan ökas till den ovan nämnda.

Koagulanter med sur reaktion, såsom aluminiumsulfat, äro i regel skadliga. Järnsalter ha dock enligt RUDOLFS i små doser ett gynnsamt inflytande men kunna i större doser vara skadliga. Natriumnitrat ökar sönderdelningshastigheten. Även aktivt kol i små mängder inverkar gynnsamt på sönderdelningsprocessen. Tillförsel av syre synes enligt RUDOLFS och SCHAEZTLE öka gasutvecklingen under slamsönderdelningen. Slutligen kan nämnas, att tillförseln av enzym prövats i Los Angeles, men resultat av ekonomisk betydelse ha ej erhållits.

Några praktiskt betydelsefulla tekniska eller ekonomiska fördelar synas enligt de utförda undersökningarna icke stå att vinna genom tillsättning av kemikalier vid slamrötningen. Däremot är tillsättning av kemikalier, såsom förut (sid. 79 ff) påpekats, av en viss betydelse vid rening av avloppsvatten.

Tryck och vakuum utöva enligt SIERP, FISCHER, STEEL, ZELLER m. fl. icke något inflytande på slamsönderdelningen eller den producerade gasmängden. Tryck utövar ett visst inflytande på den mängd gas, som löses i slamvattnet, men den härav förorsakade gasförlusten är obetydlig (mindre än 1 %), om vattnet avledes från ringa djup.

Vattenhalt. Rötslammets vattenhalt inverkar dels på sönderdelningshastigheten, dels på slammets torrsubstanshalt och därmed på mängden organiska ämnen i röt-kammaren.

Vattenhaltens inverkan på sönderdelningshastigheten anses vara mindre än de flesta övriga här berörda faktorernas. Enligt IMHOFF har vattenhalten inom i praktiken förekommande gränser ingen inverkan på förruttnelsebakteriernas sönderdelningsarbete. FISCHER fann ingen skillnad vid sönderdelning av slam vid vattenhalter mellan 82 och 94 %. En något avvikande uppfattning har BACH, som anser, att den gynnsammaste vattenhalten ligger över 90 % samt att slamrötningen försiggår endast med svårighet vid en vattenhalt understigande 80 %, men att bestämda gränser för minsta vattenhalten ej kunna generellt anges.

Att slamsönderdelningen kan förlöpa normalt vid en vattenhalt av 85 % och t. o. m. därunder, visa dock erfarenheterna från Kremer-anläggningar och några svenska anläggningar, specialkonstruerade för ernående av låg vattenhalt.

Med stöd av BACHS uppgifter kan sönderdelningshastigheten såsom funktion av vattenhalten framställas med den på *fig. 67* visade kurvan α . Kurvorna b och c representera starkare resp. svagare inverkan av vattenhalten. Samtliga kurvor måste visa fallande värden i närheten av 100 % vattenhalt, enär utspädningen då blir så stor, att bakteriernas näringsupptagning

hindras. Linjen *d* visar torrsubstansmängdens variation med vattenhalten. Enär röt-kammarens kapacitet är proportionell mot såväl sönderdelningshastigheten som torrsubstanshalten, kan kapaciteten uttryckas genom produkterna av relativtalen hos kurvorna *a*, *b* och *c* med dem hos linjen *d*, vilka framställas av kurvorna 1, 2 och 3. Produktkurvorna ha vid en vattenhalt av resp. 80, 88 och 96 % ett maximum, som kan uttryckas med relativtalen resp. 1·6, 1·0 och 0·27. Det framgår härav, att

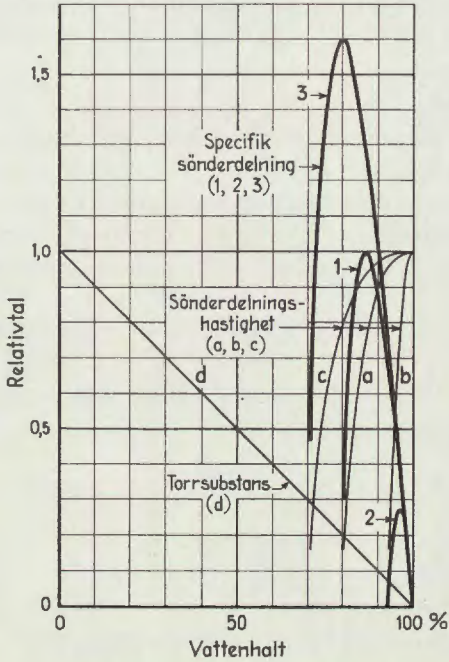


Fig. 67. Vattenhaltens inverkan på specifika sönderdelningen under olika förutsättningar.

1. Röt-kammarens kapacitet är störst vid en lägre vattenhalt hos rötslammet än den vid vilken sönderdelningshastigheten har sitt maximum.
2. Röt-kammarens kapacitet är störst vid en vattenhalt hos rötslammet av 88 % eller lägre, d. v. s. avsevärt lägre än den som f. n. kan uppnås hos t. ex. biologiskt eller kemiskt slam.
3. Röt-kammarens kapacitet skulle nedgå ofantligt, om sönderdelningshastigheten starkt minskades med rötslammets vattenhalt, men ej obetydligt ökas om sönderdelningshastighetens beroende av vattenhalten vore mindre än den antagna.

Enär kurvan 2 kan anses ligga på säkra sidan, synes man f. n. böra eftersträva lägsta möjliga vattenhalt hos rötslammet för att ernå största möjliga kapacitet hos röt-kammaren. Om man framdeles erhåller hjälpmedel att godtyckligt reglera rötslammets vattenhalt (t. ex. genom partiell centrifugering),

bör man däremot möjligen *hålla rötslammet vid den arbetskonsistens, som ger röt-kammaren dess största möjliga kapacitet* (c:a 88 % eller något lägre).

Uppehållstid. Av betydelse för slamrötningen är framför allt längden av den tid, under vilken rötslammet uppehåller sig i röt-kammaren, varemot uppehållstiden för slamvattnet eller produkterna i slamgasen äro av mindre betydelse.

Det är nödvändigt att göra åtskillnad mellan nominell och verklig uppehållstid. Av särskild vikt i detta sammanhang är den verkliga medeluppehållstiden, d. v. s. medeltalet för de olika slamelementens verkliga uppehållstid i röt-kammaren. Med nominell uppehållstid avses förhållandet mellan den i röt-kammaren befintliga rötslammassans volym och beskickningens volym, med verklig medeluppehållstid förhållandet mellan rötslammassans torrsvikt och torrsvikten hos den del av beskickningen, som icke blivit sönderdelad under uppehållet i röt-kammaren.

Den nominella uppehållstiden har, som namnet anger, ingen verklig mening. I en väl konstruerad och skött röt-kammaranläggning är medeltorrsubstanshalten vanligen ett par procent högre än hos råslammet och den verkliga medeluppehållstiden sålunda avsevärt större än den nominella uppehållstiden.

Enligt ovanstående definition uttryckes slammets verkliga medeluppehållstid i röt-kammaren genom ekvationen

$$t_m = \frac{P_e}{p_0} \cdot \frac{2 k_0}{2 - \eta k_0} \dots \dots \dots (39)$$

- där t_m = verklig medeluppehållstid, i d;
 P_e = rötslammets totala torrsvikt, i t;
 p_0 = viktbeskickningen, i t/d;
 k_0 = råslammets halt av organisk torrsubstans;
 η = sönderdelningsgrad.

Slammets nominella uppehållstid kan skrivas

$$t_n = \frac{V_e}{v_0} = \frac{P_e}{a_m} \cdot \frac{p_0}{a_0} = \frac{a_0 P_e}{a_m p_0} \dots \dots \dots (40)$$

- där t_n = nominell uppehållstid, i d;
 V_e = effektiv röt-kammarvolym, i m³;
 v_0 = volymbeskickning, i m³/d;
 a_m = rötslammets genomsnittliga torrsubstanshalt, i t/m³;
 a_0 = råslammets torrsubstanshalt, i t/m³;
 övriga beteckningar som förut.

Förhållandet mellan den verkliga medeluppehållstiden och den nominella uppehållstiden är följaktligen

$$\frac{t_m}{t_n} = \frac{a_m}{a_0} \cdot \frac{2 k_0}{2 - \eta k_0} \dots \dots \dots (41)$$

Vid normala värden på η och k_0 kan man beräkna, att den genom sönderdelningen förorsakade ökningen av t_m i förhållande till t_n rör sig om 10 à 15 %. Ökningen till följd av avvattningen kan emellertid betyda avsevärt mera. Om avvattningen kommer till uttryck därigenom att $\alpha_0 = 0.07$ och $\alpha_m = 0.10 \text{ t/m}^3$, medför den, att t_m överstiger t_n med mera än 40 %.

Icke heller den beräknade medeluppehållstiden utgör emellertid ett exakt mått på de olika slampartiklarnas verkliga uppehållstid i röt-kammaren. I fördröjande riktning verkar den gravimetriska separationen, vilken innebär, att slam, som är rikare på organiska än på oorganiska ämnen och som är jämförelsevis lätt och utvecklar gas, kvarhålls i de övre skikten eller flyter upp till ytan, under det att slam, som är rikare på oorganiska än på organiska ämnen och jämförelsevis tungt, sjunker till botten. Om inga störande yttre ingripanden företagas, kvarhålls sålunda det organiska materialet längre tid i röt-kammaranläggningen än det mogna slammet och kan därför hinna bli tillräckligt sönderdelat.

Förkortande på uppehållstiden verkar däremot o blandningen till följd av gasutveckling, temperaturströmmar, omröring m. m., varigenom råslam föres mot botten och äldre slam till ytan, så att otillräckligt sönderdelat slam avtappas. Detta kan förhindras genom lämplig konstruktion av inlopp och uppvärmningsanordningar, undvikande av olämpliga omröringsanordningar m. m.

Konsekutiv slamrötning. Ett verksamt medel för främjande av sönderdelningen är slamrötning i steg, även benämnd konsekutiv slamrötning. Denna kännetecknas därav, att röt-kammaranläggningen uppdelas i två eller flera avdelningar, i vilka sönderdelningen försiggår successivt i resp. två eller flera steg.

Slamrötning i långsmala eller i avskärmade röt-kammare kan möjligen även betecknas som konsekutiv. En sådan anordning synes emellertid vara mindre lämplig vid större anläggningar, enär det visat sig svårt att därvid undvika permanenta slamavsättningar.

Vid den konsekutiva slamrötningen nöjer man sig av praktiska skäl vanligen med en uppdelning av sönderdelningen i 2 steg, ehuru anläggningar med ända upp till 12 steg kommit till utförande. Det kan emellertid visas, att en uppdelning på flera än 4 steg ej medför nämnvärd förbättring. Vid 2-stegsanläggningar göres vanligen första kammaren dubbelt så stor som den andra, varvid c:a 90 % av gasutvecklingen försiggår i första kammaren.

Den konsekutiva slamrötningen anses medföra följande fördelar med avseende på sönderdelningen av slammet och slamvattnet:

1. Slammet anrikas i anläggningens skilda avdelningar, varigenom röt-kammarvolymen bättre utnyttjas och slammets uppehållstid förlänges.
2. Råslammet hindras från att okontrollerat blanda sig med det mogna slammet, som därför får lägre halt av organiska ämnen och blir praktiskt taget fritt från sjukdomsalstrande bakterier.
3. Slamsönderdelningen kan effektivt behärskas, i det att slammet i an-

läggningens skilda avdelningar kan ympas med olika för ändamålet passande material.

4. Även slamvattnet blir moget, d. v. s. klart, luktfritt och med jämförelsevis låg biokemisk syreförbrukning.

Konsekutiv slamrötning har i praktiken tillämpats redan före år 1920 i röt-kammare av KUSCHS konstruktion (Kremer-anläggningar), men har slagit igenom — ehuru i avvikande form — först omkring år 1935.

MOELMAN betecknar införandet av den konsekutiva slamrötningen som det näst slamvärmningen viktigaste framsteget inom slamrötningstekniken.

Den konsekutiva slamrötningen har emellertid icke vunnit oreserverad avslutning. Mot densamma riktar sig framförallt den åsikten, att råslammet bör fullständigt omblandas med hela slammassan.

Under alla omständigheter är vid konsekutiv slamrötning slamåterföring nödvändig för ernående av full kapacitet. Detta framgår vid jämförelse mellan dels en enkammaranläggning, dels en i serie resp. parallellt arbetande flerkammaranläggning med samma totalvolym som enkammaranläggningen. Vid parallell drift av flerkammaranläggningen blir dess kapacitet densamma som enkammaranläggningens, men vid seriedrift kan den första kammaren ej mottaga hela slammängden utan att bli överbelastad. Genom slamåterföring från sista kammaren tillföres emellertid första kammaren sådant slam, som har den största ympförmågan. Den för ernående av högsta kapacitet erforderliga mängden återgångsslam har ännu icke blivit närmare bestämd. Att den ej behöver vara lika stor som hela rötslammängden är emellertid säkert. $\frac{1}{2}$ —1 gg råslambeskickningen synes vara tillfyllest.

Även vid enstegsanläggningar, som äro anordnade för god avvattning av slammet, är dylik återföring och ympning erforderlig för ernående av maximal beskicksningskapacitet. Lågt belastade kammare kunna givetvis drivas utan återföring, men flytslambildningen synes då tilltaga.

Omröring under pågående slamsönderdelning kan inverka på ympningen och fördelningen av de olika bakteriearternas livsbetingelser, på vattenhalten och gasutvecklingen (framförallt på koldioxidutvecklingen och därmed på pH-värdet), vidare på medeluppehållstiden och temperaturfördelningen m. m. samt slutligen även på flytslam- och slambankbildningen.

Huruvida omröring är lämplig för slamsönderdelningen eller ej är alltså jämt föremål för diskussion. Många anse omröring nödvändig eller ekonomisk, medan andra anse den skadlig. Säkerligen har den överdrivna rekla-men och den därigenom alstrade oppositionen bidragit att ge en skev bild av omröringens verkliga betydelse.

Man skiljer lämpligen mellan

1. Naturlig omröring, d. v. s. den omröring som uppkommer vid inpumpningen av råslammet samt till följd av gasutvecklingen och de av skillnaden i specifik vikt förorsakade strömmarna i slammassan.

2. Långsam mekanisk omröring med vertikala rörverk e. d., varvid den horisontala skiktbildningen och slamförskjutningen i huvudsak bibehålles.

3. **Hastig mekanisk omröring** medelst i rötkammaren uppställda slampumpar, vilka omblanda hela rötkammarinnehållet i vertikalled.

Mellanting finnas även, t. ex. omröring genom rundpumpning av rötkammarinnehållet, men från dessa slag av omröring skall här bortses.

Huruvida sönderdelningsprocessen bäst gynnas genom omblandning av alla de i rötkammaren förekommande bakteriearterna och deras näringsämnen eller genom bibehållande av den horisontala skiktblandningen och ett mer eller mindre konsekutivt slamsönderdelningsförlopp, kan för närvarande ej avgöras. Förespråkare för vertikalomblandningen uppge, att sönderdelningsprodukternas anrikning i senare fallet verkar förgiftande och att därför cirkulation genom ett rikligt slamvattenskikt är av största betydelse för uttvättning av slammet. De framhålla även en hög vattenhalt hos slammet såsom förmånlig.

Utförda försök såväl i laboratorieskala som i full skala synas ej ge belegg för att sönderdelningshastigheten förändras genom omröring, förutsatt att slamrötningen förlöper normalt och är i biologisk balans. Vissa observationer tyda på att under speciella förhållanden, t. ex. vid stagnation i sönderdelningen genom överbelastning vid igångkörningen, till följd av tillförsel av industriella föroreningar, mycket rens, fett, sopor o. dyl., en kraftigare omröring än den naturliga kan vara lämplig. Intet anger dock, att den hastiga mekaniska omröringen därvid skulle vara överlägsen den långsamma mekaniska omröringen.

I kammare med mycket flack bottenlutning kan mekanisk omröring förhindra bildningen av bankar av inaktivt slam, som uppta utrymme, och i kammare med relativt koncentrerade värmeelement åstadkommer omröring en jämnare temperaturfördelning. Om beskickning och ympning icke ske på tillfredsställande sätt, medför omröring även under normala förhållanden en ökning av sönderdelningshastigheten.

Mekanisk omröring inverkar otvivelaktigt förmånligt på flytslammets sönderdelning. Detta gäller särskilt i fråga om ouppvärmda rötkammare och kammare som ej kunna arbeta vattenfyllda ända till taket, så att flytslammet hålles genomvått och utsättes för gasutvecklingens ofta våldsamma bearbetning. Vid helt vattenfyllda rötkammare vinnes under normala förhållanden ingen förbättring geom mekanisk omröring.

I de fall, då stora mängder fett och mineralolja förekomma i avloppsvattnet, så att mäktiga flytslamskikt bildas, kan dock omröring — helst i samband med återföring av moget slam — vara lämplig eller nödvändig för att skapa erforderliga betingelser för jäsningen och förebygga svårigheter i slamvattenavlopp, gasdomar m. m. Riktigare än att omhändertaga fett och olja i rötkammaranläggningen är emellertid att anordna lokala fettavskiljare, som uppfånga huvudparten av dessa ämnen, innan vattnet släppes ut i det allmänna avlopps nätet.

På vattenhalten hos såväl slammet som slamvattnet kan omröring inverka rätt starkt. Långsam omröring medför en förtjockning, vanligen med 0.5—1.5 %, varemot hastig omröring medför en förtunning med kanske 2

—3 % i jämförelse med naturlig omröring. Vid förekommande vattenhalter är beskickningskapaciteten nära proportionell mot torrsubstanshalten, och den hastiga omröringen kan därför katastrofalt nedsätta kapaciteten, varemot den långsamma omröringen icke obetydligt ökar densamma. Detta är av stor betydelse vid högbelastade, ekonomiskt beräknade kammare, t. ex. sådana som mottaga kemiskt eller biologiskt slam, och i synnerhet vid enkammersystem. Även den naturliga omröringen kan f. ö. vid högbelastning och olämplig konstruktion, t. ex. för stort djup med därav förorsakad stor gasmängd per ytenhet, bli så häftig, att slamsvällning och abnorm nedgång av kapaciteten inträffar.

Vattenhaltens ökning genom den hastiga omröringen torde bero på att den naturliga biokemiska koaguleringen motverkas. Därvid höjes även slamvattnets halt av torrsubstans, vilket är en stor olägenhet. I många fall erhålles ej alls något slamvatten, utan man får en tämligen starkt vattenhaltig slammassa, varigenom kapaciteten nedgår och torkningen försvåras.

Genom vertikalomröringen blandas råslammet med hela röt-kammarinnehållet och vid den mer eller mindre kontinuerliga avtappningen avledes därför ständigt en viss mängd råslam, varigenom dettas halt av organiska ämnen och tarmbakterier ökas och dess torkbarhet försämras. Vertikalomröringen försämrar därjämte den gravimetriska separationen av lättare slam med hög halt av organiska ämnen från tyngre slam med hög halt av oorganiska ämnen (sid. 125), varigenom den ur sönderdelningssynpunkt önskvärda förlängningen av uppehållstiden för det förstnämnda slammet omtetgöres.

Ovan anförda olägenheter belysas av följande beräkningsexempel. Antag, att en röt-kammare om 2 000 m³ nyttig volym beskickas med 12 ton (torrvikt) råslam per dygn. Beskickningsintensiteten och slammets uppehållstid i röt-kammaren beräknas då vid olika värden på röt-slammets vattenhalt bli följande:

Röt-slammets vattenhalt.....	%	88	90	92	94	96	98
Röt-slammets torrsubstanshalt.....	%	12	10	8	6	4	2
Röt-slammets torrsubstansvikt.....	t	240	200	160	120	80	40
Beskickningsintensitet.....	%/d	5	6	7.5	10	15	30
Röt-slammets medeluppehållstid....	d	20	16.7	13.3	10	6.7	3.3

Jämföras två röt-kammare, den ena *A* utan omröring och den andra *B* med hastig vertikal omröring, vilka beskickas med kemiskt eller biologiskt råslam, varvid vattenhalten antages bli i genomsnitt resp. 94 och 96 %, erhålles:

		Röt-kammare	
		<i>A</i>	<i>B</i>
Röt-slammets medeluppehållstid.....	d	10	6.7
Upphållstid för det lättare, på organiska ämnen			
rika slammet.....	d	12 à 15	c:a 6.7
Passerande mängd råslam.....	%	0	12 à 15
Slamvatten.....	—	fasta ämnen	saknas
		< 1 %	

De nämnda olägenheterna äro större ju större beskickningsintensiteten är, d. v. s. vid högbelastade röt-kammare, samt ju större vattenhalten blir, d. v. s. speciellt för kemiskt och biologiskt slam, som man ännu ej lärt sig att tillfredsställande avvattna.

Ehuru långsam mekanisk omröring kan anses innebära en förbättring, äro de för ändamålet erforderliga maskinerna jämförelsevis dyrbara, varjämte reparation och tillsyn bereda olägenheter. Vid mindre anläggningar är det därför i regel bättre att nedlägga merkostnaden för maskineriet på en större röt-kammarvolym.

Omröring enligt f. n. tillämpade system innebär sålunda såväl olägenheter som fördelar. Den långsamma omröringen medför en förtjockning av slammet men ingen effektiv flytslambekämpning, under det att den hastiga vertikala omröringen medför en effektiv flytslambekämpning men en förtunning av slammet och »kortslutning» mellan in- och utlopp. Återföring kan betraktas som en långsam vertikal omröring utan den hastiga omröringens nackdelar. Huruvida omröring bör tillgripas eller ej samt, i förra fallet, vilket omröringssystem som bör väljas, äro frågor, som kräva omsorgsfullt överbäggande. Erfarenheten ger vid handen, att röt-kammare i de allra flesta fall fungera tillfredsställande utan annan omröring än »den naturliga».

Slamrötanläggningars konstruktion.

Vid konstruktion av slamrötanläggningar bör man eftersträva, att de i det föregående berörda mera betydelsefulla faktorer, som främja slamsönderdelningen, på mest ekonomiska sätt komma till sin rätt. Därjämte bör emellertid hänsyn tagas till lokala förhållanden, särskilt till råslammets beskaffenhet, byggnadstekniska krav, grundförhållanden m. m.

I vårt land torde slamrötanläggningar för kommunalt avloppsslam numera så gott som uteslutande böra utföras såsom slutna röt-kammare av betong.

Däremot torde öppna röt-bassänger eller genom invallning bildade slam-dammare med avstängbar dräneringsbotten, vilka någon gång i besparingssyfte utförts utomlands, på grund av sina ogynnsamma biokemiska arbetsförhållanden särskilt vintertid och på grund av svårigheten att undvika besvärande lukt synnerligast om sommaren, knappast komma i fråga hos oss. I det följande bortses därför från slamrötanläggningar av sistnämnda slag.

Slamkontrollkammare. En slamrötanläggnings anordning influeras numera av kravet på att råslammet skall passera en slamkontrollkammare. I enklaste fall kan denna bestå av en inspektionsbrunn på slamavtappningsledningen från sedimenteringsbassängens slamfickor. Vid större anläggningar bör den bestå av en relativt stor kammare med anordningar för avvattning, volymmätning m. m.

Slamkontrollkammarens viktigaste uppgift är att tillåta inspektion vid slamtappningen. Framför allt önskar man därvid förhindra, att tappningen

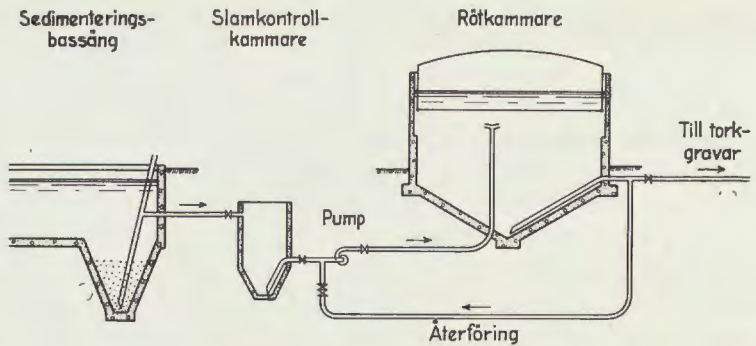


Fig. 68. Enstegs rötkammaranläggning med slamkontrollkammare.

får fortgå så länge, att avloppsvatten bryter igenom och medföljer slammet. För detta ändamål räcker en inspektionsbrunn. En annan av slamkontrollkammarens uppgifter är att möjliggöra direkt volymmätning av det avtappade slammet. Härför erfordras sålunda en kammare, som har tillräcklig rymd för att kunna mottaga slammet vid en slamtappning. Samma kammare kan då även med fördel användas för avvattning av slammet, i det att anordningar vidtagas för dekantering och eventuell omröring. I vissa fall nyttjas rörverket även för förvärmning av råslammet. Man kan också till slamkontrollkammaren överföra slamvattnet från efter-

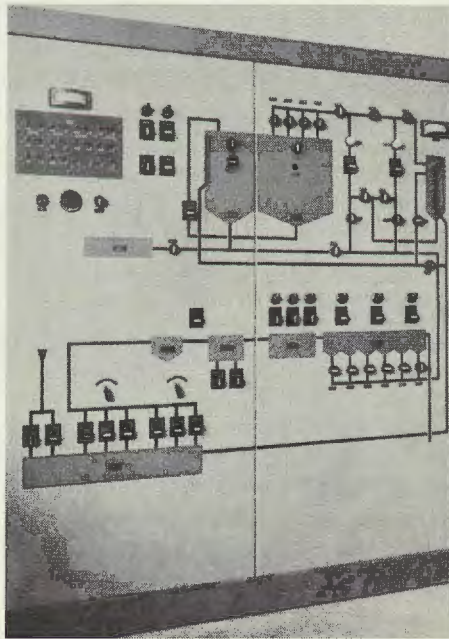


Fig. 69. Central manövrering och kontroll av slambehandlingsanläggning medelst ställverk utbildat som kopplingschema. Västerås.

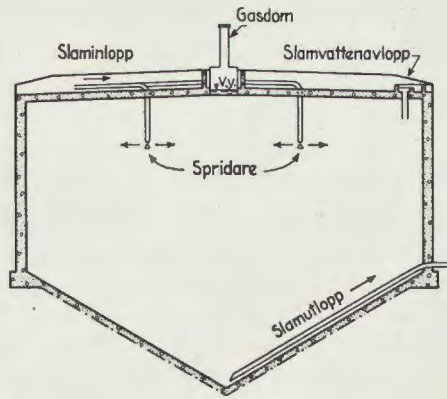
rötkammaren för värmeåtervinning, ympning, pH-justering m. m. Slutligen kan slamkontrollkammaren nyttjas jämväl för reaktionskontroll genom rundpumpning av rötslammet under tillsättning av kalk eller klor.

Anordningen av en enstegs rötkammaranläggning med slamkontrollkammare visas schematiskt på *fig. 68*.

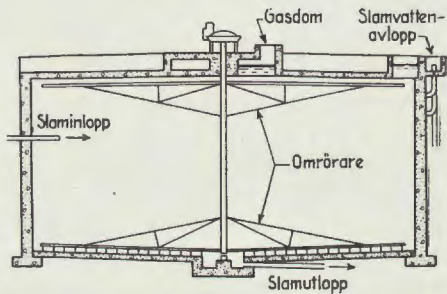
Vid större anläggningar anordnas slambehandlingsanläggningens pumpar och ventiler med fördel så, att de kunna manövreras från ett invid slamkontrollkammaren inrättat kontrollrum med kopplingsschema över anläggningen. *Fig. 69* visar ett dylikt som kopplingsschema utbildat ställverk.

Rötkammare. Mindre, separata röt-kammare utförs vanligen som jordtäckta betongkammare med kvadratisk eller rektangulär planform. Man bör undvika att förlägga röt-kammarens underdel i rinnande grundvatten, som kan verka starkt kylande. Väl dränerad jordfyllning utgör däremot en god och underhållsfri värmeisolering.

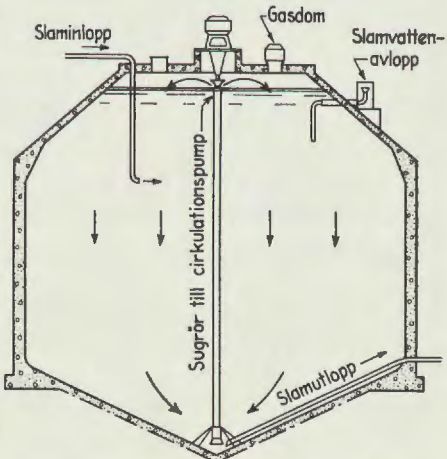
Större, separata röt-kammare utförs vanligen något olika med hänsyn till skilda lokala förhållanden. Röt-kammarens konstruktion påverkas sålunda i rätt hög grad av, om naturlig omröring eller någon form av mekanisk omröring skall tillämpas. *Fig. 70* visar röt-kammare med (a) naturlig omröring, (b) långsam mekanisk omröring enligt HARDINGE, och (c) hastig mekanisk omröring enligt PRÜSS, de båda förra med flytslammet vattendränkt. Ej blott formgivning, utan även uppvärmningssystem, inlopp o. dyl. påverkas av omröringssystemet. Omröring kräver i regel runda kammare, frihet från pelare m. m., men tillåter ofta flacka bottenlutningar.



a. Naturlig omröring.



b. Långsam mekanisk omröring. HARDINGES konstruktion.



c. Hastig mekanisk omröring. PRÜSS' konstruktion.

Fig. 70. Röt-kammare med olika slag av omröring.

Ur byggnadsteknisk synpunkt torde för stora kammare den cirkulära planformen vara den förmånligaste. Vid goda grundförhållanden är en flat kammare ofta mera ekonomisk än en djup, och den förra är även lämpligare med hänsyn till slamgasens avgång vid hög belastning, så att omröringen ej blir alltför våldsam. Medelstora kammare kunna utföras även med kvadratisk eller rektangulär planform, varvid besparing kan vinnas genom sammanbyggnad av flera enheter med gemensamma väggar. Härigenom minskas även värmeförlusterna.

En annan faktor, som inverkar på formgivningen, är den erforderliga bottenlutningen. Medan förtjockat råslam erfordrar en lutning hos glidytan av minst 1:7, för att uppkomsten av slambankar skall undvikas, är en lutning av c:a 0.6 : 1 tillfyllest för en blandning av råslam och moget slam och c:a 0.25 : 1 à 0.1 : 1 för enbart moget slam. Bottenlutningen är i ej ringa grad beroende av mängden i slammet ingående mineralämnen såsom sand och lera, slammets vattenhalt m. fl. faktorer. Det är bättre att välja en för stark än en för svag bottenlutning, även om det förra utföringssättet skulle medföra ökad kostnad.

På formgivningen inverkar även anordningen av överdelen. Denna måste, för att hindra röt-kammarens sprängning vid inpumpningen av råslammet, förses med en pålitlig säkerhetsanordning (bräddavlopp, säkerhetsklocka e. dyl.), som ej kan tilltäppas eller frysa. Av vikt är vidare, att flytslammet hålles genomvått, så att det sönderdelas i st. f. att anrikas, och att därför vätskenivån kan höjas mot taket. Denna möjlighet bör finnas även vid alla mekaniska omröringssystem. Om vätskenivån hålles högre än takets underyta, elimineras även det riskabla gasrummet i röt-kammaren, varjämte en gastät konstruktion erhålles utan användande av tätning med blyplåt e. dyl. i röt-kammartaket.

I vissa fall kan det vara lämpligt att utföra en enstaka röt-kammare eller en efterröt-kammare med flytande tak eller med flytande gasklocka som tak. Flytande tak underlättar driften vid fyllning och tappning av slam, emedan det tillåter en viss magasinering genom förändring av slamnivån i röt-kammaren.

Valet av antal steg vid slamrötprocessen fordrar stor uppmärksamhet. Enkammersystemet medför i regel vissa olägenheter i fråga om slammets och slamvattnets beskaffenhet. Vid två eller flera kammare koplade i serie kunna såväl slammet som slamvattnet — det sistnämnda föres skilt från slammet genom de seriekopplade kamrarnas vattenskikt — bli bättre befriade från råslam, partiellt sönderdelat slam och sjukdomsalstrande bakterier. Slamvattnets halt av fasta beståndsdelar och dess biokemiska syreförbrukning nedgå starkt, varigenom recipienten avlastas. Två steg torde vara att föredraga även vid jämförelsevis små anläggningar, i synnerhet som denna anordning knappast drar någon extra kostnad. Genom att hög temperatur hålles i första kammaren kan flytslammet bringas att praktiskt taget försvinna, varjämte avvattningen ökas.

Uppvärmningen bör vara indirekt och anordningarna härför rikligt dimensionerade, så att de kunna arbeta med låg temperatur, och lätt rensbara.

Vid hög temperatur hos varmvattnet bildas mer eller mindre hastigt en beläggning på elementen. Ingångstemperaturen bör helst hållas omkring 45°C och aldrig överstiga 55°C . Man bör dock förutse, att genom felkötsel eller missöde av något slag temperaturen kan stiga högre, varför rensning av värmeytorna under pågående drift alltid bör vara möjlig.

Gasuppsamlingsanordningarna måste utbildas så, att olyckor (*fig. 71*) i möjligaste mån undvikas.



Fig. 71. Rörtunnel efter explosion av läckande slamgasledning. Dayton, Ohio.

Slamgasen är mycket explosiv och, ehuru ofta ej giftig, likväl farlig, emedan den kan uttränga luften ur sådana lokaler, som passeras av gasledningarna, exempelvis rörkanaler och pannrum.

Slamgasen utgöres till c:a 70 % av metan, c:a 22 % av koldioxid och för övrigt av kväve, svavelväte och andra gaser i små mängder. Slamgasen antändes vid $500\text{--}600^{\circ}\text{C}$, svavelväte vid c:a 350°C . Vid normalt tryck är en blandning av 5—16 % slamgas med luft explosiv.

Svavelväte är synnerligen giftigt, nära jämförligt med cyan. 0.005 % svavelvätehalt i luften förorsakar allvarlig irritation, 0.06—0.08 % akut förgiftning, 0.1 % förlamning, hjärtattacker och dödsfall. De högre koncentrationerna bedöva hastigt luktnerverna och äro därför förrådiska.

Koldioxid i luften är farligare än man vanligen antar, enär den i större koncentration försvårar den vid förbränningen i kroppen bildade koloxidens

avskiljande ur blodet. 5—6 % koldioxidhalt i luften förorsakar huvudvärk, 7—10 % kan vara ödesdiger.

Riskabel syrebrist kan uppstå till följd av utströmmande slamgas. Den normala syrehalten hos luften utgör 20 %. Om syrehalten hos den inandade luften nedgår under 10 %, uppstå obehag. 8 % syrehalt förorsakar svaghet (blekhet), 6 % knäsvaghet och förlamning.

Vid konstruktion och skötsel av uppsamlingsanordningar för slamgas är det i allmänhet klokt att iakttaga följande försiktighetsmått:

1. Undvik gasskikt under taket i röt-kammare med fast tak.
2. Undvik i röt-kammare fast maskineri, som med regelbundna mellanrum kräver tillsyn eller reparation.
3. Undvik direkt förbindelse mellan röt-kammaren och atmosfären genom bräddavlopp, gasdomar o. dyl.
4. Tillse, att alla delar av gasanläggningen alltid stå under övertryck, i det att säkerhetsklockan är inkopplad och tillräckligt fylld, samt att vattenlåsen äro fyllda och frostfria.
5. Avlägsna före röt-kammarens tömning och inspektion ur densamma fullständigt allt gasutvecklande slam under samtidig inpumpning av vatten. Inspektion av en delvis fylld kammare fordrar installation av en kraftig ventilationsanläggning och användning av syrgasmasker, men är likväl ej alldeles riskfri.

6. Uppsätt anslag med säkerhetsföreskrifter beträffande rökning, elarmatur, gnistfria verktyg m. m. och tillse, att föreskrifterna efterlevas.

Slamgasen bör avledas från röt-kammaren genom en gasdom med stänkskyddat utlopp. Någon särskild svårighet för avledning av gasen genom flyt-slamskiktet, när vätskenivån hålles högre än takets underyta, synes i allmänhet ej föreligga vid uppvärmda röt-kammare; den kraftiga gasbubblingen håller gasöppningen fri från sammanhängande flytslam. Gasledningen bör med fall leda till ett frostfritt vattenlås och en vattenavskiljare. Ledningen bör vara så grov, att vattenlåset ej blåses ut.

Om slamgasen skall utnyttjas, uppsamlas den lämpligen i en gasklocka. I annat fall oskadliggöres den genom förbränning utomhus.

Rötprodukternas utnyttjande.

Vid slamrötningen erhålles, såsom förut nämnts (sid. 105), slamvatten, moget slam och slamgas.

Slamvattnet saknar praktiskt värde. Det skulle emellertid kunna uppsamlas i behållare och nyttjas för bevattning, men detta synes ej ha förekommit, sannolikt på grund av slamvattnets tidigare mycket dåliga beskaffenhet. Slamvattnet kan givetvis ha betydelse blott under växtsäsongen och därtill endast för lokala onråden. — Ett tillfredsställande slamvatten kan återföras till reningsverkets inlopp eller efter filtrering på slamtorkbädd avledas till recipienten. Dåligt slamvatten är ett tecken på att slamrötanläggningen icke fungerar tillfredsställande.

Det mogna slammet kan användas för utfyllning eller för jordförbättring i parker, trädgårdar, plantskolor och växthusanläggningar. Efter viss beredning (blandning med torv, kalkning, tillverkning av »biohum» m. m.) kan det användas även för gödning av lokala jordbruksområden. Svårigheten vid beredning av ett mera högvärdigt jordförbättringsmedel ur rötslammet är dels att avsättningen är säsongmässig, dels att tillgången på råmaterial är begränsad.

Om det mogna slammet ej kan direkt bortledas genom en ränna eller rörledning för att användas till utfyllning, är det ekonomiskt att avvattna det, så att dess vikt och volym nedbringas. Detta sker i regel genom torkning på torkbäddar. Därvid utbreddes slammet antingen i tunna lager på öppna eller glastäckta slamtorkgårdar, där det på några veckor torkar effektivt, eller också påföres det upprepade gånger i höga lager i invallade



Fig. 72. Slamtorkgravar inom jordvallar.

slamtorkgravar, där vattenhalten efter några månader nedgår så mycket, att det torkade slammet kan spadas. I förra fallet erhålles torkslammet i form av sprickiga kakor, som måste finfördelas, innan slammet kan användas som jordförbättringsmedel; i senare fallet har den alltså fuktiga massan visserligen ett mindre tilltalande utseende men kan likväl spridas utan större svårighet. Den förstnämnda produkten föredrages av trädgårdsodlare, den senare av jordbrukare.

Ifråga om slamtorkgårdarna erbjuder beskickningen under långvariga köldperioder vissa svårigheter, när då ej ens de glastäckta torkgårdarna möjliggöra regelbunden drift utan konstgjord uppvärmning. Slamtorkgravarna äro därför i mellersta och norra Sverige i regel att föredraga och dessutom mera ekonomiska. Fig. 72 visar slamtorkgravar, fig. 73 en glastäckt slamtorkgård.

Maskinella anordningar för slamtorkning förekomma även och kunna under vissa omständigheter vara motiverade. Som exempel på dylika anordningar kunna nämnas vakuumfilter, slamcentrifuger och slampressar. Samtliga dessa anordningar kräva emellertid sakkunnig tillsyn och omfattande skötsel och lämpa sig därför huvudsakligen endast för stora anläggningar.

Slamgasen är den värdefullaste av rötprodukterna. I samhällen med gasverk utnyttjas slamgasen bäst genom att tillföras gasverket. Härför erfordras emellertid, att den spädes med vattengas e. dyl. till samma värmevärde som kolgasen och införes i en gasklocka eller i varje fall i en huvudledning, så att den blandas med en tillräcklig mängd lättare gas. Det är därför förmånligt, om de lokala förhållandena tillåta, att avloppsreningsverket lägges i närheten av gasverket. Endast i undantagsfall torde slamgasen då behöva undergå annan rening än kolgasen.



Fig. 73. Glastäckt slamtorkgård (under utförande). Mölndal.

Om slamgasen ej kan tillgodogöras på nyssnämnda sätt, bör den i första hand komma till användning för verkets eget behov, sålunda för uppvärmning av röt-kammare, maskinhus och övriga byggnader samt, om något betydande överskott skulle uppstå, för direkt motordrift av kontinuerligt gående maskiner eller för annan kraftalstring. Som ersättning för bensen vid bildrift har metangasen visat sig vara särdeles lämplig. Den komprimeras då i ståltuber till 200 à 250 atö. Omkostnaderna för komprimeringen äro dock tämligen höga. Om slamgasen ej tillföres gasverket, är det nödvändigt att vid reningsverket uppföra en gasklocka med rikligt tillmätt rymd.

Den gasmängd, som kan erhållas, varierar med reningsmetoden och i övrigt med samhällets standard. Den beror i övervägande grad på mängden organiska ämnen i råslammet. I Mölndal, där slammängden är liten, erhöles år 1938 c:a 8 l/p (680 cm³ per gram organisk substans), i Borås 14 l/p, i Stockholm vid Åkeshov (Bromma moderna trädgårdsstäder) 17 l/p (630 cm³/g), i Eksjö 20 l/p, i Västerås åren 1939—1940 c:a 17 l/p, o. s. v. Vid de nämnda reningsverken varierar slamgasens värmevärde mellan 5 700 och 6 400 kgal/m³.

Vid kemisk och biologisk rening erhålles större gasutbyte per individ än vid lågradig rening, men slammet är i förra fallet mera vattenhaltigt och förbrukar mera värme för uppvärmning till lämpligaste sönderdelningstem-

peratur, varför värmeöverskottet kan bli mindre än i senare fallet. Slam-
mets avvattnings är överhuvudtaget av stor betydelse för värmeekonomi-
en.

När slamgasen nyttjas för kraftalstring i värmemotorer, kan kylvattnet
med fördel användas för uppvärmning av röt-kammare och lokaler.

Avloppsvattnets rening vid små anläggningar.

Vid lösningen av glest befolkade områdens avloppsproblem är det ofta av
ekonomiska skäl ej möjligt att sammanföra vattenavloppen till ett större, cen-
tralt beläget och väl kontrollerat reningsverk. I vissa fall, t. ex. om en till-
räckligt stor recipient saknas, är detta ej heller tekniskt lämpligt. För av-
loppsvattnet från sådana områden, liksom från enstaka friliggande byggnader,
anstalter, lantegendomar m. m., måste därför ofta lokala reningsanlägg-
ningar utföras. Dessa kunna lämpligen indelas på följande sätt:

Grupp 1: Reningsanläggningar för avloppsvatten från mindre bebyggelse-
områden, enstaka byggnader o. dyl. inom kommuns ytterområden, då an-
läggningarnas tillsyn och skötsel utövas av kommunen.

Grupp 2: Reningsanläggningar för avloppsvatten från mindre bebyggelse-
områden, inrättningar o. dyl., då anläggningarnas tillsyn och skötsel utövas
regelbundet av enskild, ej helt osakkunnig personal.

Grupp 3: Reningsanläggningar för avloppsvatten från enstaka byggnader,
gårdar, uthus, o. dyl., då anläggningarnas tillsyn och skötsel utövas mer el-
ler mindre oregelbundet och utan speciell sakkunskap, vanligen av ägaren
eller dennes personal.

De till den första gruppen hörande reningsanläggningarna ha i regel mer
eller mindre provisorisk karaktär i avvaktan på avloppens anslutning till
ett centralt reningsverk, sedan bebyggelsen fortskridit så långt, att sådan an-
slutning lönar sig.

Särskilda synpunkter.

Huvudpunkter.

För små reningsanläggningar är enkel skötsel ett huvudönskemål
och för anläggningar tillhörande grupp 3 nära nog ett villkor. Erfarenheten
har bl. a. visat, att reningsanläggningar, som byggts såsom förminskningar av
större och mera komplicerade reningsverk, i avsaknad av sakkunnig skötsel
kunna råka i ett så miserabelt skick, att de t. o. m. göra mera skada än
gagn.

Man har vid små reningsanläggningar även i viss mån andra önskemål
med avseende på bakteriell rening än vid de större. Vid större vat-
tenavlopp är den av smutsmängdens storlek framkallade betydande bioke-
miska syreförbrukningen i recipienten i förhållande till dennas självrenings-

förmåga vanligen den allvarligaste olägenheten. Däremot fäster man vid större vattenavlopp ofta mindre avseende vid den bakteriella föroreningen, beroende dels därpå att recipienten invid och nedströms om tätbefolkade samhällen kanske under alla förhållanden är så smutsig, att den undvikas av människor och djur, dels därpå att förorening genom sjukdomsalstrande bakterier kan förhindras genom avloppsvattnets sterilisering. Vid små anläggningar däremot ligga förhållandena vanligen annorlunda till. Föroreningen är i regel obetydlig i förhållande till recipientens vattenföring, och recipienten ser därför ren ut även sedan den mottagit avloppsvattnet. Den användes då ofta till bad och i många fall t. o. m. som vattentäkt för människor och djur, trots att vattnet icke är så rent som det borde vara för dessa ändamål. I dylika fall måste huvudvikten läggas på den bakteriella reningen av avloppsvattnet. Detta gäller även i de fall, då recipienten utgöres av en mindre damm, en bäck eller blott och bart ett dike. Vid små reningsanläggningar bör man sålunda i regel eftersträva reningsförfaranden och konstruktioner, som medföra en effektiv, av skötseln oberoende bakteriell rening. Vid vissa epidemier utgör en ändamålsenlig avloppsvattenrening ett värdefullt försvar mot smitta.

Ur estetisk synpunkt bör självfallet all rening därjämte inriktas på avlägsnandet av flytande och sjunkande orenlighet. Såsom av det följande framgår kan en betryggande bakteriell rening i regel icke ernås utan en ganska fullständig rening av avloppsvattnet även i förstnämnda hänseende.

Avrinning.

Avloppsvattenavrinningen från små områden, enstaka byggnader o. dyl., varierar i långt högre grad än avrinningen från stora områden.

I förra fallet sker avrinningen stötvis, men variationerna äro för övrigt jämförelsevis måttliga. Visserligen kan vattenförbrukningen under dygnet för största förbrukningen vara 5—10 ggr så stor som medeldygnsförbrukningen, men detta beror i regel på trädgårdsbevattning, och den härför förbrukade vattenmängden når ej kloakerna. Betydande variationer kunna emellertid uppkomma, om nederbördsvatten från tak och gårdsplaner tillåtes avrinna till kloakerna. Så snart det kan förutses, att avloppsvattnet måste renas, borde dylikt vattentillflöde om möjligt undvikas.

Stora säsongmässiga variationer förekomma hos avloppsvattenavrinningen från sommarvillor, sport-, bad- och kurorter, skolor, förläggningar o. dyl., där avrinningen kan vara obetydlig eller ingen under de tider då byggnaderna ej användas, men mycket stor under resten av året.

Icke obetydliga mängder grundvatten kunna tillföras avloppsledningarna, när dessa äro förlagda i vattenförande jord eller i sprängda rörgravar, där bergytan är täckt med dränerande jordlager. Vid nyanläggning kan dylikt tillströmning av grundvatten undvikas genom användning av täta rör och rörförbindningar.

Förorening.

Föroreningarna i avloppsvattnet från små områden, enstaka byggnader o. dyl. kunna ur teknisk synpunkt indelas på samma sätt som föroreningarna i avloppsvattnet från stora områden.

I förra fallet har avloppsvattnet emellertid i vissa avseenden annan sammansättning än vanligt kommunalt avloppsvatten. Först och främst är i förra fallet flytsslammängden mycket större, beroende på att avloppsvattnet ej transporterats någon längre sträcka. Slam och partiklar ha därför ej genomväts eller sönderdelats, så att däri förekommande luftsäckar kunnat avgå. Även fetthalten är ofta större, särskilt i avloppsvatten från sjukhus, ålderdomshem o. dyl. inrättningar.

Specifika avloppsvattenföroreningen, d. v. s. smutsmängden per person och dygn, varierar i hög grad efter bebyggelsens karaktär. I avloppsvattnet från ett omodernt område är denna förorening obetydlig, under det att man för ett fullt modernt område måste räkna med ungefär samma specifika förorening som för en kommun. Föroreningen från vissa inrättningar kan vara hög. Detta gäller särskilt i fråga om sjukhus, för vilka specifika föroreningen bör beräknas vara 1·5—3 ggr så stor som den för en kommun normala. Förhållandet mellan å ena sidan de kolloida och lösta ämnena och å andra sidan de uppslammade ämnena är proportionsvis mindre än i avloppsvatten, som undergått längre transport i avloppsledningarna.

Vid val av reningsmetod måste ej minst dessa variationer hos avrinningens och föroreningens storlek beaktas.

Avloppsledningar.

Vid avloppsvattnets avledande måste man komma ihåg, att avloppsledningar i regel läcka och att marken kring ledningarna därför kommer att utgöra recipient för en större eller mindre del av avloppsvattnet. Detta kan praktiskt taget aldrig undgås. Även om man använder s. k. täta ledningar, t. ex. glaserade lerrör med asfaltfogar eller gjutjärnrör med blydiktade fogar, kunna sättningar, frost eller skador av annat slag förorsaka läckning. Erfarenheten ger vid handen, att man icke ens vid lergrund, tillgång till artesiskt grundvatten eller andra gynnsamma omständigheter får underlåta att vidtaga försiktighetsmått.

Avloppsledningar böra sålunda framdragas på betryggande avstånd från vattentäkt och nedströms om denna, i vattnets strömningsriktning räknat. Hur stort avstånd mellan vattentäkt och avloppsledningar som kan anses vara »betryggande» beror i hög grad på de lokala förhållandena. Ligga avloppsledningarna i lera, kan redan 5 å 10 m vara ett tillräckligt avstånd. I fin sand är c:a 30 m tillräckligt för att hindra infektion genom fekalbakterier, men om grunden utgöres av grus, sten eller sprickigt berg, kan enligt erfarenhet t. o. m. ett par hundra meters avstånd vara otillräckligt.

Vid vattentäkt, ur vilken vattnet uppfordras med s. k. djupbrunnspump, som sänker vattenytan till stort djup och ofta skapar ett betydande attraktionsområde, bör föroreningsrisken särskilt uppmärksammas. I vattenge-

nomsläpplig grund kan vattnet nämligen ofta röra sig lika lätt i vertikal som i horisontal led, och man bör ej låta förleda sig att tro, att vatten som uppfordras från större djup under markytan endast av denna orsak är bakteriellt oklanderligt.

Recipient.

Avloppsvattnet från en liten avloppsanläggning kan oskadliggöras antingen genom infiltration i grunden eller genom att utsläppas i en ytvattenrecipient. Vid val av recipient, gäller det framförallt att undvika förorening av vattentäcker, badplatser, vattningsställen för kreatur o. s. v., men därjämte bör recipienten vara så belägen och i övrigt så beskaffad, att avloppsvattnets avledande och eventuella rening kan ske för rimlig kostnad.

Vid val av plats för infiltration av avloppsvatten i grunden måste tillses, att närbelägna brunnar icke förorenas. För ändamålet måste grundvattnets strömningsriktning i regel undersökas genom observation av vattenstånd i brunnar eller observationsrör.

Risken för förorening är i viss mån beroende av sättet för infiltrationen. Denna kan ske antingen från jordytan eller under jord. Vid infiltration från jordytan är föroreningsrisken mindre, emedan avloppsvattnet då passerar ett bakteriellt renande ytskikt, vilket däremot saknas vid underjordisk infiltration.

I övrigt böra liknande försiktighetsmått vidtagas som vid framdragandet av avloppsledningar.

När det gäller att välja en ytvattenrecipient, t. ex. en älv, å eller bäck, en sjö eller damm eller ett dike, måste som nämnt hänsyn tagas till recipientens användning för andra ändamål. Man bör således om möjligt undvika en recipient, som användes till vattentäkt, och om möjligt ej avleda avloppsvatten omedelbart invid eller nära uppströms om en badplats, ett vattningsställe e. dyl. Det är alltid förmånligt, om avloppsvattnet kan utsläppas långt ut i recipienten. I en lugnvattenrecipient kan man liksom vid större anläggningar ofta med fördel förse utloppstrummans yttre del med ett flertal utloppsöppningar, så att blandning erhålles med en större mängd färskt vatten.

Reningsförfaranden.

Översikt.

De metoder, som för närvarande komma till användning för rening av små mängder avloppsvatten, äro i huvudsak följande:

A. Låggradig rening.

1. Mekanisk rening.
 - a. Separering.
 - b. Sedimentering.
 - c. Emscherbrunn.
2. Mekanisk rening och biologisk halvrening.
 - Septisk tank.

B. Höggradig rening.

1. Naturlig biologisk rening.

- a. Överbavtning med dränering.
- b. Underbavtning med dränering.
- c. Markfiltrering med dränering.
- d. Markfiltrering utan dränering.

2. Konstjord biologisk rening.

- a. Utjäsningsskammare.
- b. Fiskdammar.
- c. Biologiska bäddar.
- d. Aktivtslamanläggningar.

Endast en del av dessa metoder lämpa sig för anläggningar tillhörande grupp 3.

Samtliga nämnda metoder för höggradig rening, utom utjäsningsskammare, kräva mer eller mindre långtgående mekanisk förrening.

I undantagsfall har man vid säsongvis använda avloppsanläggningar kunnat oskadliggöra små mängder avloppsvatten genom direkt infiltration i grunden utan föregående mekanisk rening. Någon längre tid kan man dock icke kontinuerligt infiltrera orent vatten på sådant sätt.

Kemisk fällning, som förekommer vid större anläggningar (sid. 79 ff) och med avseende på reningsgrad intar en mellanställning mellan lågradig och höggradig rening, kommer kappast i fråga för små anläggningar, emedan skötseln kräver kvalificerad personal, som kan utföra riktig dosering av kemikalierna och utöva laboratoriekontroll av reningsförloppet.

Även klorering kan tyvärr ännu så länge endast i begränsad utsträckning tillämpas vid små anläggningar. Det är visserligen möjligt att vid mycket små anläggningar åstadkomma erforderlig bakteriell rening med enklare medel än genom klorering, nämligen genom användning av utjäsningsskammare, men det kvarstår dock som ett önskemål att kunna införa klorering vid varje annan anläggning, där tillfredsställande bakteriereduktion ej ernås genom biologisk rening. Bemödandena att övervinna de med en allmän tillämpning av kloreringen förbundna tekniska svårigheterna pågå (sid. 150).

Mekanisk rening.

De grövre föroreningarna i avloppsvattnet kunna avlägsnas genom separering medelst den i HOFFMANN-brunnen använda snäckan. Denna utgöres av ett snäckformigt, nedtill med en central öppning försett rum. Snäckan är liggande, med vertikal axel och horisontalt symmetriplan. Vattnet inledes i snäckan tangentiellt, så att det sprides runt snäckans vägg. Tack vare adhesionen följer vattnet och dess lättare uppslamningar snäckans vägg förbi öppningen ned till ett under snäckan beläget uppsamlingsrum, varemot de tyngre slampartiklarna falla ned genom öppningen i ett centralt slam-

rum. För att den avsedda separeringseffekten i snäckan skall uppnås, är det emellertid av vikt, att avloppsvattnet inkommer i brunnen med lämplig hastighet. Svårigheter med flytslam förekomma icke, och slamtömning sker bekvämt med slampump. Slammet luktar vanligen icke, om brunnen skötes rätt. HOFFMANN-brunnen lämpar sig väl för anläggningar tillhörande grupp 3, då det gäller grovrening av små mängder alldeles färskt avloppsvatten, vars slam icke hunnit rivas sönder genom längre transport i avloppsledning.

En betydligt effektivare rening erhålles genom sedimentering enligt samma principer som tillämpas vid större reningsverk (sid. 68 ff). Någon nämnvärd bakteriell rening erhålles dock icke med detta reningsförfarande. De vanligaste anordningarna för rening av avloppsvatten genom sedimentering äro den septiska tanken och emscherbrunnen (sid. 72).

Mekanisk rening och biologisk halvrening.

Den septiska tanken utgöres av en sluten, långsträckt kammare, vanligen avdelad i två eller flera avdelningar, som successivt passeras av vattnet. Avloppsvattnet inledes i och avledes ur varje avdelning något under vattenytan. Slammet avsätter sig på tankens botten, men därjämte bildas på vattenytan ett mer eller mindre mäktigt skikt av flytslam och skum. Inlopps- och utloppsanordningarna för vattnet måste därför utformas på sådant sätt, att såväl slammet som flytskiktet kvarhållas i tanken utan att hindra vattnets tillopp och utlopp.

Slammet och avloppsvattnet undergå i den septiska tanken sur anaerob jäsnings. Därvid sönderdelas även en del av de kolloidalt uppslammade och lösta organiska ämnena i avloppsvattnet, varför utom den genom sedimenteringen åstadkomna mekaniska reningen ett slags biologisk halvrening kan sägas äga rum.

Septisktanksystemet infördes vid slutet av förra seklet. Ursprungligen avsågs därmed en fullständig biologisk reningsanläggning, bestående av en septisk tank — verkande som sedimenterings- och jäsningskammare med i regel 1 dygns uppehållstid — och en efterföljande biologisk bädd. *Fig. 74* visar en av de ursprungliga konstruktionerna. Septisktanksystemet, som patenterades, fick stor utbredning i de flesta kulturländer i början av 1900-talet.

Upphovsmännen förordade med eftertryck fullständig biologisk rening i st. f. rening med enbart septisk tank, vilken betecknades som endast partiell rening. Septisktanksystemet kom emellertid att i regel tillämpas utan den biologiska bädden, varför ofta mindre goda resultat erhöles.

Rening i enbart septisk tank med en uppehållstid av $\frac{1}{2}$ —2 dygn är tyvärr alltfjämt en vanlig företeelse. Reningseffekten är visserligen med avseende på uppslammade ämnen ej obetydlig, men vid den stötvisa tillrinningen uttränges halvрутt slamhaltigt vatten genom utloppet. Även en del av det under jäsningsprocessen förvätskade slammet avgår med avloppsvattnet, som därför oftast blir mörkfärgat och stinkande. Enär organiska ämnen, som övergått i septiskt tillstånd, ha en betydligt större biokemisk syreförbrukning än

färskas organiska ämnen, kan det från den septiska tanken avrinnande »renvattnets» biokemiska syreförbrukning vara högre än råvattnets. Utflödets halt av giftiga och illaluktande gaser (svavelväte) är även olämplig. Det är därför diskutabelt, om den septiska tanken verkligen kan anses medföra rening. Med anledning härav har den på många håll, bl. a. i Stockholm, blivit förbjuden av hälsovårdsmyndigheterna.

I huvudsaklig avsikt att erhålla ett färskare avloppsvatten än det som avrinner från den septiska tanken konstruerade och patenterade IMHOFF år 1906 emscherbrunnen, vilken användes vid större reningsverk (sid. 72), men som nämnt förekommer även vid små anläggningar. Emscherbrunnen åstad-

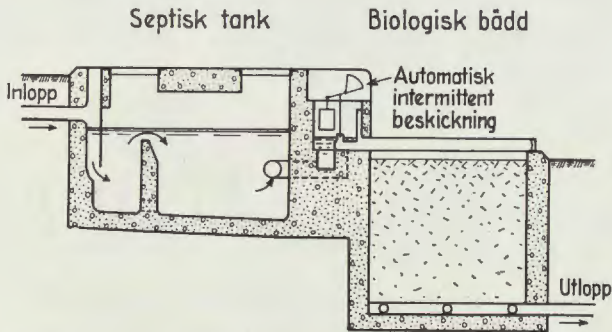


Fig. 74. Liten septisk tank med biologisk bädd.
Enligt CAMERON, COMMIN och MARTINS
ursprungliga konstruktion.

kommer enbart mekanisk rening, och dess bakteriella reningseffekt är därför mindre än den septiska tankens. Ett stort antal olika reningsbrunnar, konstruerade på emscherbrunnens idé, ha senare tillkommit, dock utan att uppvisa några väsentliga förbättringar.

Efter emscherbrunnens tillkomst har en kampanj förts mot den septiska tanken till förmån för emscherbrunnen och andra reningsbrunnar av »färskvattentyp». Därvid har framförallt framhållits, att avloppsvattnet endast i de senare skulle kunna bibehållas friskt och luktfritt.

Å andra sidan har icke heller emscherbrunnen gått fri från anmärkningar. Det har visat sig, att emscherbrunnen, som lämpar sig ganska väl för lågradig rening vid större reningsverk, är behäftad med åtskilliga brister, då den användes vid små anläggningar. METCALF och EDDY anföra härom:

Tvåvånings- eller IMHOFF-brunnen har i allmänhet ej befunnits vara tillfredsställande för små anläggningar. Den kan ej överbyggas såsom en envåningsbrunn, emedan hela ytan måste vara åtkomlig, om anläggningen skall kunna skötas tillfredsställande... Vidare kräver IMHOFF-brunnen nästan daglig skumning.

I ett stort antal fall har utflödet från IMHOFF-brunnen befunnits vara av sämre beskaffenhet än den som skulle kunnat erhållas med en lämplig septisk tank, utförd för samma ändamål.

METCALF och EDDY framhålla vidare, att det visat sig särskilt svårt att erhålla tillfredsställande resultat med emscherbrunnen vid rening av avloppsvatten, som icke undergått transport i långa ledningar, pumpats e. dyl. Dylikt avloppsvatten innehåller nämligen en stor mängd partiklar, som ej brutits sönder utan uppbäras av luftsäckar, så att de flyta. Samma erfarenhet har gjorts i Sverige, särskilt vid sjukhus och andra inrättningar. Vid behandling av sådant vatten i en emscherbrunn kan på några dagar bildas ett flytslamtäckte av sådan bärkraft, att råttor kunna springa på slamtäcket och där få ett tillhåll (*fig. 75*).



Fig. 75. Några dagar gammalt flytslamtäckte i emscherbrunn vid sjukhusanläggning.

IMHOFF anför själv i ett av sina senast utgivna arbeten liknande synpunkter:

... den vid stora kommunala anläggningar bevisade fördelen att bevara utflödet färskt har den (emscherbrunnen) vid småanläggningar icke, emedan avloppsvattnets tillrinning är oregelbunden och helt uteblir på nätterna. STRELL har visat, att varje avloppsvattenstöt fortsätter ned i det i brunnens underdel belägna rötrummet och därifrån utträänger vatten, som befinner sig i förruttelse. Det i brunnens överdel belägna sedimenteringsrummet sätter dessutom lätt igen sig med flytslam...

Emscherbrunnen har den stora fördelen framför den septiska tanken, att den är tämligen okänslig för variationer i avloppsvattenavrinningen. Icke heller förorsakas obehag vid slamtömningen. En betydelsefull fördel är även, att man i den luktfria slamtömningen har en indikator på att brunnen icke är överbelastad. Vid överbelastning är det nämligen ej längre möjligt att erhålla ett luktfritt moget slam.

Emscherbrunnen lämpar sig för anläggningar tillhörande grupp 1 och 2, då det gäller läggradig rening av avloppsvatten i något större mängder, och särskilt i sådana fall, då avloppsvattnet transporterats, så att slammet blivit delvis sönderrivet.

Naturlig biologisk rening.

Med naturlig biologisk rening avses de reningsförfaranden, enligt vilka avloppsvattnet oskadliggöres genom att ledas ned i den naturliga grunden,

Reningen kan ske i samtidig avsikt att utnyttja avloppsvattnet och dess föroreningar för stegring av växtligheten och kallas då *bevattning*. I de flesta fall eftersträvas dock endast avloppsvattnets oskadliggörande, vilket kan ske även genom *markfiltrering*.

För att dessa reningsförfaranden skola kunna tillämpas med framgång, måste grunden ha tillräcklig genomsläpplighet, varjämte de klimatologiska förhållandena måste vara lämpliga. I samtliga fall erfordras som nämnt god mekanisk förrening.

I vårt land, där de lösa jordlagren till övervägande del utgöras av lerblandat krosstensgrus och lera och där marken dessutom under stor del av året är frusen, äro förutsättningarna för naturlig biologisk rening mindre gynnsamma, varför dessa reningsförfaranden hos oss tillämpats endast i ringa utsträckning.

Vid *bevattning* ledes avloppsvattnet vanligen ut över åkrarna i öppna diken eller sprutas ut med tillhjälp av kraftiga automatiskt roterande spridare. Denna form för bevattningen kan även benämnas *överbvattning* till skillnad från *underbevattning*, vilken sker under jord genom avloppsvattnets fördelning genom ett nät av grunt förlagda täckdiketrör. I båda fallen uppsamlas och bortledes det infiltrerade vattnet genom bevattningsfältets ordinarie täckdikedrainering. Såväl över- som underbevattning kräver mycket stor areal per mängd- och tidsenhet avloppsvatten. Underbevattning förutsätter en mera långtgående förrening än övriga förfaranden för naturlig biologisk rening. Denna reningsmetod, som i Tyskland benämnas *Kölnermetoden*, är ganska ny och torde vara användbar även på den svenska landsbygden i sådana fall, där höggradig rening kräves och grundförhållandena äro lämpliga.

Markfiltrering, som även kräver god förrening, ehuru icke i lika hög grad som underbevattning, sker genom sandbäddar i markplanet, vanligen anordnade med parallella fåror och mellanliggande ryggar. Infiltrationen sker genom fårorens botten, lufttillförseln till grunden genom ryggarna. Det genom grunden filtrerade vattnet uppsamlas och bortledes genom på erforderligt djup förlagda dräneringsrör eller får nedsjunka vidare genom grunden och förena sig med det naturliga grundvattnet. Anläggningar för markfiltrering kräva väsentligt mindre areal än bevattningsanläggningar för samma mängd avloppsvatten per tidsenhet.

I samtliga dessa fall medför det i de övre jordlagren verksamma bakterieskiktet en aerob biologisk rening. Om förreningen ej är effektiv, mister markskiktet snart sin genomsläpplighet och avloppsvattnet samlar sig i pölar, där det träder i förruttelse och ger upphov till dålig lukt. Även risken för grundvattenförorening bör beaktas. De naturliga biologiska reningsförfarandena äro därför användbara endast i speciella fall.

Naturlig biologisk rening lämpar sig för anläggningar tillhörande grupperna 1 och 2, men särskilt underbevattning kan, om den rätt tillämpas, med fördel användas även vid anläggningar tillhörande grupp 3.

Konstgjord biologisk rening.

Konstgjord biologisk rening måste ofta tillgripas, när hög reningsgrad erfordras. De för ändamålet mest lämpade reningsanordningarna äro utjäsningskammare, fiskdammar, biologiska bäddar och aktivt slamänläggningar.

Utjäsningskammaren, som ofta felaktigt benämnes septisk tank, är till oväsentliga delar utformad på samma sätt som denna, men skiljer sig

därifrån framförallt genom avsevärt längre uppehållstid för avloppsvattnet. I utjäsningskammaren försiggå den mekaniska och den biologiska reningen samtidigt.

För tillfredsställande utjäsnung erfordras en uppehållstid av 5—10 dygn. Kammaren bör uppdelas i flera avdelningar och helst förses med luftning som avslutning av reningsprocessen. *Fig. 76* visar en av TESCHNER rekommenderad typ. I Sverige har WELIN-BERGER uppnått goda resultat med den s. k. FRIES-brunnen, *fig. 77*. Dessa reningsverk kräva ringa tillsyn, men deras rensning är förenad med obehag och är ej heller alldeles riskfri. För undvikande härav kan man bygga två kammare, som drivas alternerande. Först beskickas den ena kammaren under c:a 1 år, varefter den avställes, och den andra tages i bruk. Efter ytterligare 1 år rensas den förstnämnda och tages därefter i bruk, varefter den andra avställes. Till följd av denna viloperiod blir slammet utjäst och luktfritt, och utvecklingen av giftiga gaser har upphört. Denna utväg är dyrbar, men kostnaden är överkomlig vid mycket små anläggningar, t. ex. för enstaka byggnader. Vid anläggningar, som till-

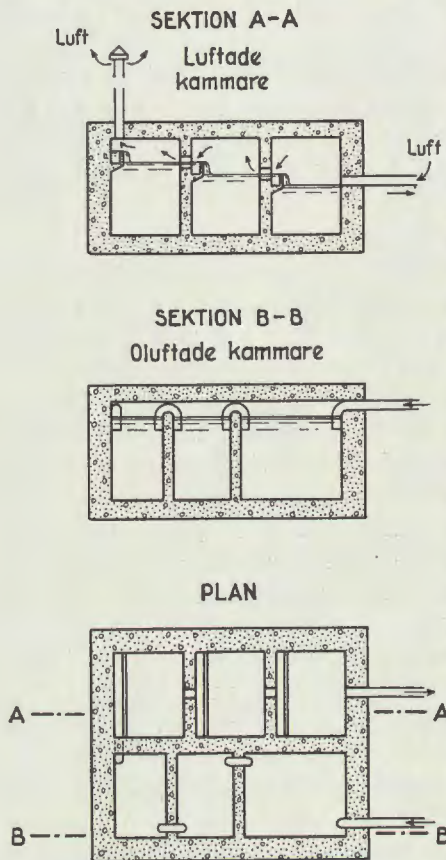


Fig. 76. Utjäsningskammare enligt av TESCHNER rekommenderad typ.

föras avloppsvatten endast sommartiden, erhålles den erforderliga viloperioden under vintern; rensning bör då alltid företagas på våren, innan tanken åter tages i bruk.

Erfarenheten har visat, att man med en rikligt dimensionerad utjäsningskammare kan erhålla ett nästan klart utflöde av god beskaffenhet. Särskilt betydelsefull är den bakteriologiska reningen, som uppgår till minst 75 %.

Utjäsningskammaren kräver ytterst ringa skötsel och kan helt överbyggas, så att den ej erbjuder några olägenheter för omgivningen. Slamtömningen är emellertid som nämnt ett obehag, och anläggningen är förhållandevis dyr-

bar. Den tål ej stora variationer i belastningen. Regnvatten bör sålunda ej tillföras en utjäsningskammare.

Utjäsningskammaren lämpar sig för anläggningar tillhörande samtliga grupperna 1—3.

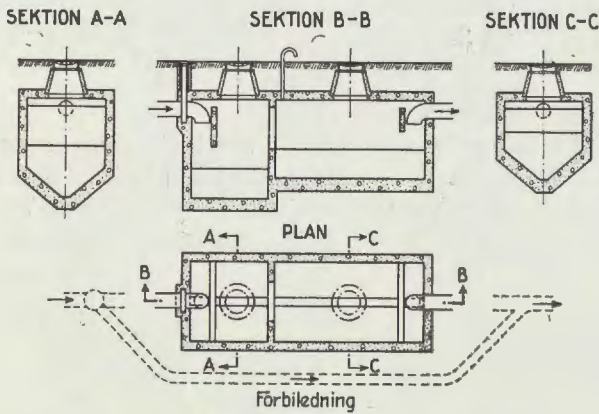


Fig. 77. Utjäsningskammare enligt FRIES och WELIN-BERGER.

Fiskdammar kunna någon gång på landsbygden erbjuda en ekonomisk lösning av avloppsvattenreningen. Det väl avslammade avloppsvattnet bör blandas med minst 5 ggr så stor mängd friskt bäckvatten, och dammen bör ha en yta av minst 5 m^2 per person. Efter isläggningen inträder överbelastning av dammen. Den måste därför utfiskas på hösten och tömmas.

För ernående av hög reningsgrad vid ej alltför små anläggningar nyttjas för närvarande framförallt biologiska bäddar. De utföras numera stundom såsom högbelastade bäddar, vilka förses med roterande spridare och överbyggs bl. a. till förhindrande av uppkomsten av flugor. För ernående

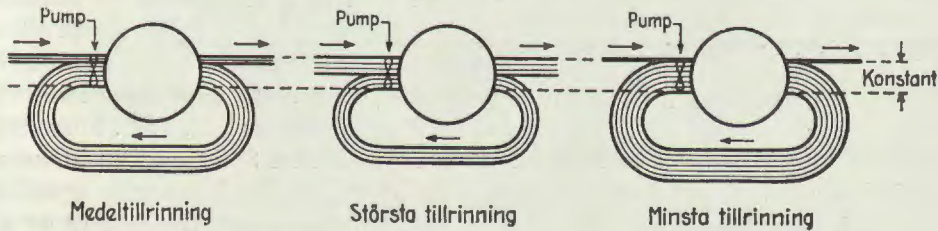


Fig. 78. Schema för återföring av renat vatten vid högbelastad biologisk bädd.

ende av jämn belastning och god fördelning genom rikligt dimensionerade spridarmunstycken kan man med fördel återföra renat vatten (fig. 78). Denna metod är särskilt lämplig för reningsanläggningar med växlande belastning, såsom för skolor m. m. Bäddarna måste efterföljas av klarbassänger. Dyliga anläggningar kräva sakkunnig skötsel och daglig tillsyn, och lämpa sig således ej för anläggningar tillhörande grupp 3.

Aktivtslam­an­l­ä­g­g­n­g­ar komma ä­nnu endast i undantagsfall till utförande för små anläggningar. En lämplig typ för dylika anläggningar är **KESSENER**s system med roterande borstar. Aktivtslam­an­l­ä­g­g­n­g­ar kunna möjligen komma i fråga för anläggningar tillhörande grupp 1, men knappast för sådana som tillhöra grupp 2 och i varje fall ej för anläggningar som äro att räkna till grupp 3.

Konstruktiva förbättringar.

Det framgår av det ovan anförda, att om förbättringar av emscherbrunnens och utjäsning­kammarens konstruktion kunde göras, dessa båda renings­anordningar i de flesta fall skulle erbjuda en god lösning av problemet om låggradig resp. höggradig rening av avloppsvattnet vid små anläggningar, där sakkunnig skötsel icke står till förfogande.

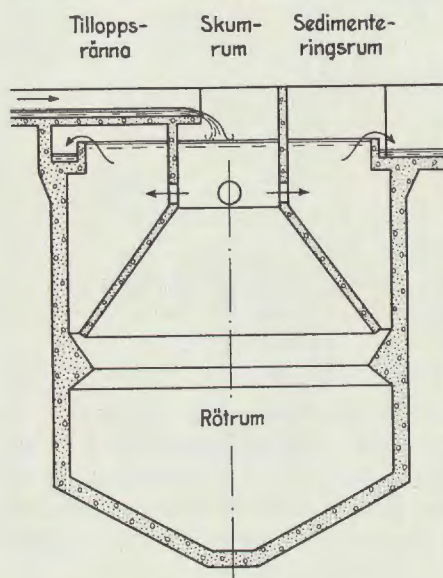


Fig. 79. Liten emscherbrunn med avloppsvattnets tillopp i rötrum­ets övre del. Enligt förslag av IMHOFF.

med **HOFFMANN**s snäcka torde dock vara förmånligare. Snäckan kan inpassas så i den vanliga emscherbrunn­konstruktionen, att det i snäckan avskilda slammet faller ned direkt i emscherbrunnens röt­kammare. Inkoppling av en nedsänkt re­nskärare har försökts vid några sjuk­hus­anläggningar, men denna utväg är dyrbar och f. ö. ej fullt effektiv.

De mål, som uppställa sig med avseende på utjäsning­kam­ma­ren, äro följande:

1. Tillfredsställande utjäsning av avloppsvattnet.
2. Tillfredsställande utjäsning av flyt­slam och botten­slam.
3. Riskfritt avlägsnande av moget slam.
4. Tillförlitlig indikering av full­belastnings­gränsen.

Tillfredsställande utjäsning av avloppsvattnet synes enligt den erfarenhet som föreligger kunna uppnås genom tillräckligt riklig dimensionering, genom att leda avloppsvattnet genom den jäsande slammassan, samt genom att som avslutning låta avloppsvattnet undergå luftning. Förutsättningarna för fullständig utjäsning äro emellertid ej ännu fullt klarlagda.

Utjäsning av flytslam och bottenlam bör kunna underlättas genom nedtryckning av flytslammet under väskytan samt genom att låta bottenlam-

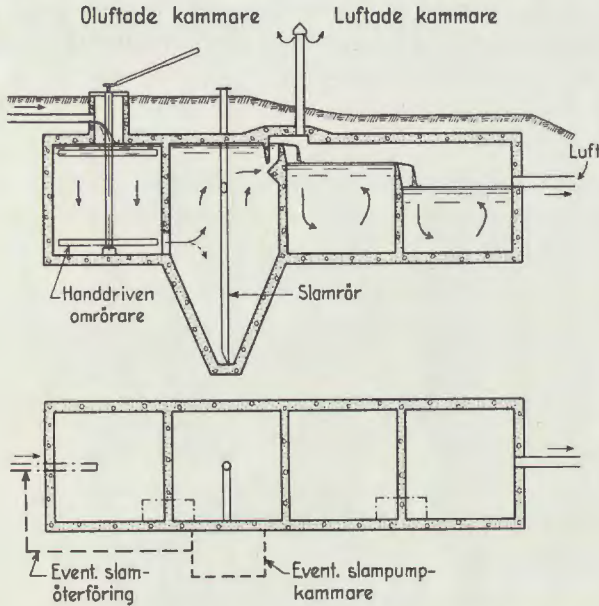


Fig. 80. Utjäsningkammare med slamseparator och nedsänkt flytslamlager. Utkast av Vattenbyggnadsbyrån.

met undergå efterföljande utjäsning i en från genomströmningskammaren skild röt-kammare. Försök i U. S. A. med nedtryckning av flytslammet ha dock visat, att slammet icke dess mindre anrikas i sådan grad, att det tid efter annan måste avlägsnas för hand. Flytslammet, som utgöres huvudsakligen av fett, synes endast med svårighet kunna bringas att jäsa vid den låga temperatur, som råder i en utjäsningkammare. Omröring skulle dock möjligen kunna påskynda jäsningen.

Det mogna slammet kan utan risk pumpas eller tappas ur utjäsningkammaren genom rör. Vid tömning medelst hinkar eller mudderverk erhålles däremot en blandning av moget och halvjäst, stinkande slam, varför detta förfarande är förenat med obehag och ofta med en viss risk, om icke erforderliga försiktighetsmått iakttagas (sid. 146). Slamtappning genom rör förutsätter emellertid en lämpligt utformad botten med goda lutningar och möjlighet för slammet att genom egen tyngd sjunka ned i slamtappningsfickorna.

Indikering av fullbelastningsgränsen vinnes genom ovannämnda anordning av slamtömningen. Är det avtappade slammet ej moget, tyder nämligen

detta i regel på överbelastning av anläggningen. Emedan ett icke moget slam är synnerligen illaluktande och obehagligt att handskas med, kan man vänta, att denna indikator leder till att åtgärder vidtagas för utvidgning av anläggningen, så snart överbelastning konstaterats föreligga.

Utkast till konstruktioner, som uppfylla ovannämnda fordringar, ha upprättats (*fig. 80*), men de ha ännu ej hunnit tillräckligt prövas i praktiken. Det är därför för tidigt att avgöra, om de därmed avsedda önskemålen skola helt uppnås. En förbättring torde dock i alla händelser vara att påräkna. Om mycket hög reningseffekt erfordras, skulle sannolikt en slutbehandling med kontaktluftare medföra avsett resultat.

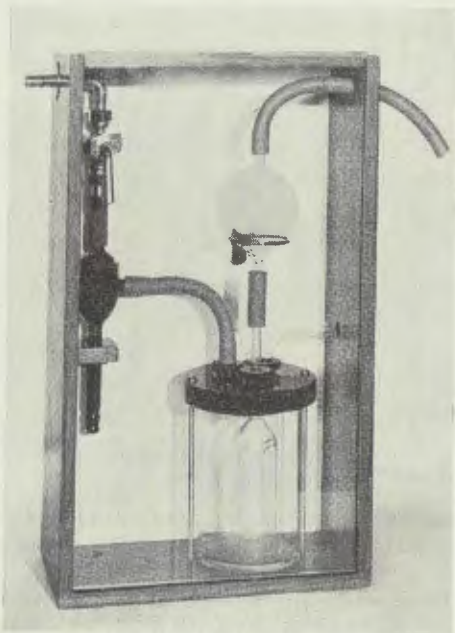


Fig. 81. Doseringsapparat för klorgas vid små anläggningar.
Vattenbyggnadsbyråns konstruktion.

Ett annat område med möjlighet till konstruktiva förbättringar av reningstekniken vid små anläggningar erbjuder kloreringsapparaturen. Det är nämligen som nämnt (sid. 141) ett önskemål, att klorering tillämpas vid varje reningsanläggning, som ej arbetar med fullgod biologisk rening. Svårigheten att för rimlig kostnad erhålla automatiska klordoseringsapparater ävensom de risker, som äro förenade med handhavandet av flytande klor och hypoklorit, utgöra de främsta hindren för kloreringens allmänna införande. Den nyligen upptagna tillverkningen av lättlöslig, klorrik hypoklorit i pulverform ävensom av enkla och billiga doseringsapparater för klorgas (*fig. 81*) torde emellertid kunna medföra en förändring till det bättre.

Sammanfattning.

För små anläggningar skulle man sålunda i regel kunna förorda en modifierad emscherbrunnskonstruktion, när fråga är om låggradig rening, och utjäsningskammare, när mer eller mindre höggradig rening erfordras. I senare fallet måste större variationer hos avloppsvattenavrinningen undvikas och regnvatten eller annat ytvatten sålunda hållas borta från anläggningen.

Med vår tids stegrade krav på avloppsvattnets rening kommer antalet små anläggningar otvivelaktigt att raskt växa. Under sådana förhållanden framstår det som ett önskemål av allmän vikt, att utformningen av lämpliga typer för små reningsanläggningar göres till föremål för ansvarsmedveten sakkunnig prövning och att med stöd därav föreskrifter utfärdas för konstruktion och skötsel av dylika anläggningar.

Litteratur.

Litteraturen om rening av kommunalt avloppsvatten och därmed sammanhängande frågor är utomordentligt omfattande. Efterföljande litteraturförteckning har därför måst inskränkas till att avse viktigare tyska, engelska och amerikanska sammanfattande arbeten samt ett urval av representativa specialuppsatser. En förteckning över i Sverige publicerade uppsatser lämnas på sid. 279—288, varur ett fåtal av större allmänt intresse ävensom ett mindre antal viktigare specialuppsatser medtagits här nedan.

I förteckningen användas följande förkortningar:

Svenska.

TT = Teknisk tidskrift
VV = Väg- och vattenbyggnadskonst

Tyska.

GI = Gesundheits-Ingenieur
VW = Vom Wasser

Amerikanska.

ASCE = American Society of Civil Engineers
SWJ = Sewage Works Journal
WWS = Water Works and Sewerage

Allmänt.

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS: Definitions of terms used in sewerage and sewage disposal practice. Manuals of Engineering Practice, No. 2. New York 1928.

BACH, H.: Die Abwasserreinigung. 2. Aufl. München und Berlin 1934.
— Die Grundlagen und Verfahren der neuzeitigen Abwasserreinigung. Leipzig 1936.

BUSWELL, A. M.: The chemistry of water and sewage treatment. New York 1928.

BÖHM, B.: Gewerbliche Abwässer. Berlin 1928.

BÖTTCHER, G.: Feststellung des Einflusses der Notauslässe der Stadtentwässerung auf die Berliner Gewässer während der Jahre 1932/1935. GI 1936, Heft 27.

DUNBAR, W.: Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. 2. Aufl. München und Berlin 1912.

- FEDERATION OF SEWAGE WORKS ASSOCIATIONS: Modern sewage disposal. Anniversary Book. New York 1938.
- FOLWELL, A. P.: Sewerage. 10th ed. New York 1929.
- FRANCIS, T. P.: Modern sewage treatment. London 1931.
- FULLER, G. W.: Sewage disposal. New York 1912.
- Recent progress in sewage treatment. WWS 1933, Febr.
- FULLER, G. W., and McCLINTOCK, J. R.: Solving sewage problems. New York 1926.
- IMHOFF, K.: Taschenbuch der Stadtentwässerung. 8. Aufl. München und Berlin 1939.
- JANSA, V.: Yttre avloppsledningnar. Värme, ventilation och sanitet, II. Stockholm 1940.
- KEHR, D.: Die Berechnung von Regenwasserabflüssen. München und Berlin 1933.
- KOLKOWITZ, R., REICHEL, C., SCHMIDTMANN, A., SPITTA, O., und THUMM, K.: Wasser und Abwasser. Die Hygiene der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Leipzig 1911.
- METCALF, L., and EDDY, H. P.: American sewerage practice. New York.
- I. Design of sewers. 1st ed., 1914.
- II. Construction of sewers. 1st ed., 1915.
- III. Disposal of sewage. 2nd ed., 1935.
- NAUMANN, E.: Sötvattnets plankton. Vetenskap och bildning. Stockholm 1924.
- STEIN, C.: Die landwirtschaftliche Verwertung städtischer Abwässer. Berlin 1937.
- TESCHNER, W.: Abwasser-Hauskläranlagen und Siedlungsabwässerverwertung. 3. Aufl. Berlin 1938.
- WATSON, D. M.: Modern sanitation in Great Britain. Journ. Inst. Civil Eng. 1939, Dec.
- WELIN-BERGER, H.: Reningsanläggningar för kloakvatten. Tidskr. f. statens lantbr.ing. 1936—37, nr 2.
- WESTERBERG, N.: Konstruktion och beräkning av avloppsledningnar. Stockholm 1919.

Vattenundersökning.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION: Standard methods for the examination of water and sewage. 8th ed. New York 1936.
- BURTLE, J., and BUSWELL, A. M.: A comparison of permanganate oxygen demand, B. O. D. and direct absorption of oxygen. SWJ 1935, Sept.
- FAIR, M., and MOORE, E. W.: Measurement of intensity and concentration of odors associated with sewage treatment processes. SWJ 1935, March.
- HUSS, H.: Handledning i bakteriologisk teknik. Stockholm 1916.
- NEW ENGLAND SEWAGE WORKS ASSOCIATION: Report of Committee on Sewage Sampling. SWJ 1933, Sept.
- OHLMÜLLER-SPITTA: Untersuchung und Beurteilung des Wassers und des Abwassers. 5. Aufl., neu bearb. von OLSZEWSKI, E., und SPITTA, O. Berlin 1931.
- SCHMIDT: Beitrag zur Oxydierbarkeitsbestimmung von Abwässern. Kl. Mitt. f. d. Mitgl. des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Berlin-Dahlem 1928—29.
- THERIAULT, E. J.: Detailed instructions for the performance of the dissolved oxygen and biochemical oxygen demand tests. Public Health Report No. 90. Washington 1931.
- THEROUX, M. C. E., ELDRIDGE, E. F., and MALLMANN, W. L.: Laboratory manual for chemical and bacterial analysis of water and sewage. New York and London 1936.
- WHIPPLE, G. C.: Microscopy of drinking water. Revised by FAIR, G. M., and WHIPPLE, M. C. 4th ed. New York 1927.

Recipienten och dess förhållande vid förorening.

- ADENEY, W. E.: The principles and practice of the dilution method of sewage disposal. Cambridge 1928.
- The bio-chemical, bi-physical and physical principles underlying the self-purification of crude sewage. Journ. Inst. Sanitary Eng. 1932.
- BAYERLE, B.: Die Verschmutzung der Wasserläufe durch die Regenauslässe der Entwässerungsnetze. GI, 1931.
- v. GREYERZ, W.: Om spillvattenförorening av vattendrag och sjöar. Nord. ing. mötet i Köpenhamn 1929.
- HEILMANN, A.: Die Verwertung öl- und fetthaltiger Abwässer. VW IX, 1934.
- MAHR, G.: Die Schädlichkeit von Abwasser im Fluss. GI 1933, Heft 42.
- NAESLUND, G.: De viktigaste biologiska och kemiska processerna vid vattenrening. Nord. hygienisk tidskr. 1939, hft 1.
- RAWN, A. M., and PALMER, H. K.: Pre-determining the extent of a sewage field in sea water. Trans. ASCE 1930.
- SONDÉN, K.: Vertikalcirkulationens hygieniska betydelse och några därmed sammanhängande frågor. TT 1919, hft 9.
- SONDÉN, K., HENNINGSSON, B., CLEVE-EULER, A., och HUSS, H.: Vattnet i sjöar och vattendrag inom Stockholm och i dess omgivningar. Bih. t. Stockh. stads hälsovårdsnämnds årsber. 1910 o. 1911. Stockholm 1912.
- STREETER, H. W.: Measures of natural oxidation in polluted streams. SWJ 1935, March, May; 1936, March.
- THERIAULT, E. J.: The oxygen demand of polluted waters. Public Health Bull. No. 173. Washington 1927.
- U. S. PUBLIC HEALTH SERVICE: A study of the pollution and natural purification of Ohio River:
- I. PURDY, W. C.: The plankton and related organisms. Public Health Bull. No. 131, 1923.
 - II. FROST, W. H., TARBETT, R. E., HOSKINS, J. K., and STREETER, H. W.: Report on surveys and laboratory studies. Public Health Bull. No. 143, 1924.
 - III. STREETER, H. W., and PHELPS, E. B.: Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. Public Health Bull. No. 146, 1926.
 - IV. CROHURST, H. R.: A re-survey of the Ohio river between Cincinnati, Ohio, and Louisville, Ky., including a discussion of the effects of canalisation and changes in sanitary condition since 1914—1916. Public Health Bull. No. 204, 1933.
- WIDELY, W. H., and KLASSEN, C. W.: The pollution and natural purification of Illinois River below Peoria. SWJ 1938, May.
- WIGGER, J.: Die Kleinkräfte des Wassers. VW VII, 1933.

Reningsverk för kommunalt avloppsvatten.

Grovrening.

- ALLEN, K.: The clarification of sewage by fine screens. Trans ASCE 1915.
- BLUNK, H., A contribution to the design of grit chambers. SWJ 1933, May.
- EHNERT, G.: Die Entsandung städtischer Abwässer. München und Berlin 1927.
- GAIL, A. L.: A new type of bar screen. SWJ 1936, March.
- IMHOFF, K.: Die Zerkleinerung der groben Stoffe im Abwasser. GI 1937, Heft 39.

Fett- och oljeavskiljning.

- FABER, H. A.: Chlorinated air proves an aid in grease removal. WWS 1937, May.
- MAHLIE, W. S.: Oil and grease in sewage. SWJ 1940, May.
- SIERP, F.: Das Fett in der Abwassertechnik. GI 1936, Heft 35.

Sedimentering, filtrering m. m.

- CAMP, T. R.: A study of the rational design of settling tanks. SWJ 1936, Sept.
- CAPEN, C. H.: Study of sewage settling tank design. Engin. News-Record 1927, Vol. 99, No. 21.
- FEEDLER, J. H.: The FEinc rotary filter. WWS 1938, Jan.
- FISCHER, A. J., and HILLMAN, A.: Improved sewage clarification by pre-flocculation without chemicals. SWJ 1940, March.
- HAZEN, A.: On sedimentation. Trans. ASCE, Vol. LIII, 1904.
- MIEDER, F., und VIEHL, K.: Abscheidung und Verwertung der Rückstände aus städtischem Abwasser. VW X, 1935.
- REINHART, W.: Die Wasserbewegung und Infizierung in zweistöckigen Frischwasserkläranlagen. München und Berlin 1930.
- SCHROEPPER, G. J.: Factors affecting the efficiency of sewage sedimentation. SWJ 1933, March.
- SLADE, J. J.: Sedimentation in quiescent and turbulent basins. Proc. ASCE 1935, No. 10.
- ZACK, S. I.: Magnetite filters in sewage treatment. SWJ 1936, Jan.

Biologisk rening.

- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS: Filtering materials for sewage treatment plants. Manuals of Engineering Practice, No. 13. New York 1937.
- ARDERN, I. E., and LOCKETT, W. T.: Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. Surveyor 1914.
- BEGER, H.: Biologische Reinigung in dünner Abwasserschicht. München und Berlin 1935.
- BLUNK, H.: Beitrag zur Klärung der Vorgänge bei der biologischen Reinigung von Abwasser in Tropfkörpern. GI 1933, Heft 36.
- CLARK, H. W., and ADAMS, G. O.: Sewage treatment by aeration and contact in tanks containing layers of slate. Engin. Record 1914, Febr.
- FOURMY, J. M.: First activated sludge plant in Louisiana. WWS 1938, Sept.
- FWLER, G. J.: The present position of the sewage disposal problem. Surveyor 1914.
- FRIES, F.: Zweistufige Tauchkörper für phenolhaltiges städtisches Abwasser in Hattigen. Techn. Gemeindebl. 1930, Heft 16 u. 17.
- HALVORSON, H. O., SAVAGE, G. M., and PIRET, L. P.: Some fundamental factors concerned in the operation of trickling filters. SWJ 1936, Nov.
- HEUKELEKIAN, H.: Studies on the clarification stage of the activated sludge process. SWJ 1936, Nov.
- IMHOFF, K.: The design of high-rate trickling filters. SWJ 1938, July.
- KEEFER, C. E., and KRATZ, H., Jr.: Experiments with high rate trickling filters at Baltimore. SWJ 1940, May.
- KESSENER, H. J. N. H., and RIBBIUS, F. J.: Comparison of aeration systems for the activated sludge process. SWJ 1934, May.
- PÖNNINGER, R.: Durchflusszeit bei Tropfkörpern. GI 1937, Heft 52.
- Der künstlich belüftete Tropfkörper. München und Berlin 1938.
- RODHE, H.: Erfahrungen mit Abwasserfischteichen. GI 1936, Heft 31.
- RUDOLFS, W.: Studies on the biology of sewage disposal. New Jersey Agricultural Experiment Stations, Bull. 390, 1923.
- RUDOLFS, W., SETTER, L. R., and HEUKELEKIAN, H.: Type and size of sprinkling filter media. SWJ 1933, Nov.
- SIERP, F.: Das Belebtschlammverfahren. Die Stadtentwässerung in Deutschland. Jena 1934.

- SIERP, F., und BRUNS, H.: Die Bedeutung der Stauseen für die Reinhaltung der Ruhr. GI 1934, Heft 16.
- TEGESTER, R. T.: Problems and trends in activated sludge practice. Proc. ASCE 1939, No. 9.

Klorering.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION: Chlorination in sewage disposal. Report of Committee on Sewage Disposal. Washington 1933.
- BAITY, H. G., and BELL, F. M.: Reduction of biochemical oxygen demand by chlorination. SWJ 1929, Jan.
- ENSLow, L. H.: Advances and developments in sewage chlorination. Journ. Engineering Inst. of Canada, 1929, March.
- FISCHERSTRÖM, G.: Klorering inom vattenreningstekniken. TT 1930, VV hft 12; TT 1931, VV hft 3.
- RUDOLFS, W., ZIEMBA, J., GEHM, H. W.: Effect of chlorine dosage upon the percentage reduction of B. coli. SWJ 1934, Nov.
- SIERP, F.: Abwasserchlorung. Die Stadtentwässerung in Deutschland. Jena 1934.
- VIHHL, K.: Erfahrungen in der Abwasserchlorung. VW III, 1929.

Kemisk rening.

- AGAR, CH. C.: Trends in the chemical treatment of sewage. Munic. Sanitation 1937, Jan.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION: Chemical treatment of sewage. Report of Committee on Sewage Disposal. SWJ 1935, Nov.
- BACH, H.: Zur chemischen Klärung. VW X, 1935.
- IMHOFF, K.: Der Stand der chemischen Abwasserklärung. GI 1937, Heft 21.
- JUNG, H.: Neue Wege und Möglichkeiten der chemischen Abwasserreinigung. VW VIII, 1934.
- RUDOLFS, W., and GEHM, H. W.: Chemical coagulation of sewage. SWJ 1936, March, May, July; 1937, Jan., May, July; 1938, May, Nov.; 1939, Sept.
- ÅKERLINDH, G.: Rening av avloppsvatten genom kemisk fällning. TT 1940, VV hft 12.

Slambehandling.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION: The utilization of sewage sludge as fertilizer. Report of Committee on Sewage Disposal. SWJ 1937, Nov.
- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS: Standard practice in separate sludge digestion. Progress Report of Committee of the Sanitary Engineering Division on Sludge Digestion. Proc. ASCE 1937, No. 1.
- COHEN, C.: Control of foaming and odors of Imhoff tanks. SWJ 1929, Jan.
- FAIR, G. M., and MOORE, E. W.: Time and rate of sludge digestion and their variation with temperature. SWJ 1934, Jan.
- FISCHER, A., RUDOLFS, W., and ZELLER, P. J. A.: Effect of alkaline substances on sewage sludge digestion. New Jersey Agricultural Experiment Stations, Bull. 474, 1929.
- HEUKELEKIAN, H., and HEINEMANN, B.: Studies on the methane-producing bacteria. SWJ 1939, July.
- HUSMANN, W.: Kritische Betrachtungen zum Wirkungsgrad verschiedener Arten von Faulräumen. GI 1932, Heft 41.
- JOHANSSON, H., och WESTBERG, N.: Utrötning av kloakslam. TT 1939, VV hft 5.
- KEEFER, C. E., and KRATZ, H.: Vacuum filtration of sludge for secondary settling tanks. SWJ 1935, Nov.
- VAN KLEECK, L. W.: Vacuum filtration of sludge. SWJ 1938, Nov.

- LECLERCQ, E. P., and SCHLENZ, H. E.: Standard practice in separate sludge digestion. Discussion. Proc. ASCE 1937, No. 6.
- MERKEL, W.: Die Fliesseigenschaften von Abwasserschlämm. München und Berlin 1934.
- MOHLMAN, F. W.: The disposal of sewage solids. SWJ 1935, Nov.
- PRÜSS, M.: Fortschritte in der Ausfäulung von Abwasserschlämm. München und Berlin 1928.
- RAWN, A. M., BANTA, A. P., and POMEROY, R.: Multiple-stage sewage sludge digestion. Proc. ASCE 1937, No. 9.
- RUDOLFS, W., m. fl.: Studies on the biology of sewage disposal. New Jersey Agricultural Experiment Stations, Bull. 427, 1926, Febr.
- SCHAETZLE, T. C.: Studies on separate sludge digestion at Baltimore. Engin. News-Record 1924, Vol. 93.
- SIERP, F.: Über die Vorgänge im Schlammfäulraum. Techn. Gemeindebl. 1926—27, Nr. 21—24.
- STANLEY, W. S.: Sludge drying beds, San Antonio Sewage Treatment Plant. WWS 1933, April.
- STEEL, E. W., and ZELLER, P. J. A.: Vacuum degasification of Imhoff tanks at Texas A. & M. College. SWJ 1930, Jan.
- L'usine de traitement zymothermique des ordures ménagères de la Ville de Narbonne. Travaux 1936, Juin.

Några viktigare utförda anläggningar.

- DONALDSON, W.: First year's operation of Wards Island Sewage Treatment Works. SWJ 1939, Jan.
- FRIES, F.: Die Kläranlage Essen-Rellinghausen und die Auswirkung ihrer letzten Erweiterung. GI 1931, Heft 45 u. 46.
- GESTON, G.: Västerås stads reningsverk för avloppsvatten. Sv. Kommunal-Tekniska Fören. handl. 1940, nr 5.
- GRANQVIST, R.: Resultat och erfarenheter an den Kläranlage Byholmen i Helsingfors. Tekn. Fören. i Finland förhandl. 1933.
- v. HANFFSTENGEL und MÜLLER, W.: Die Kläranlage Nürnberg-Nord. GI 1932, Heft 43.
- HASELTINE, T. R.: Design and operation of the Topeka activated sludge plant. WWS 1938, Oct.
- IMHOFF, K.: Die Arbeiten des Ruhrverbandes. Die Stadtentwässerung in Deutschland. Jena 1934.
- MÜLLER, J.: Die Kläranlage der Stadt Zürich im Werdhölzli. Schweiz. Bauztg. 1936, Nr. 18.
- LANGBEIN, F.: Das Abwasser-Grossklärwerk Berlin-Stahnsdorf. Zeitschr. d. Vereins Deutscher Ing. 1930, Nr. 39.
- REISSER, A.: Ausbau der Vorkläranlage Wassmansdorf zu einem biologischen Klärwerk. GI 1936, Heft 18.
- SONDÉN, R.: Borås stads reningsverk och pumpstationer för avloppsvatten. Kommunaltekn. tidskr. 1936, nr 1.
- VOKES, F. C.: The design and operation of the Coleshill Sewage Disposal Works of the Birmingham Tame and Rea District Drainage Board. Journ. Inst. Civil Eng. 1938, Jan.
- WATSON, D. M.: West Middlesex Main Drainage. Journ. Inst. Civil Eng. 1937, April.
- WELLS, E. R.: The Geneva Sewage Treatment Works. WWS 1935, May.

Facktidskrifter.**Svenska.**

Kommunalteknisk tidskrift
Nordisk hygienisk tidskrift
Teknisk tidskrift

Tyska.

Gas- und Wasserfach, Berlin
Gesundheits-Ingenieur, München und Berlin
Technisches Gemeindeblatt, Berlin
Vom Wasser, Berlin
Wasser und Abwasser, Berlin

Engelska.

Journal of the Institution of Civil Engineers, London
Surveyor, London

Amerikanska.

Sewage Works Engineering and Municipal Sanitation, New York
Sewage Works Journal, New York
Water Works and Sewerage, Chicago

I N N E H Å L L.

	Sid.
Förorening och självrening	7
Recipient	7
Avloppsvattnets inverkan på recipienten	7
Föroreningsgränser	7
Primär och sekundär förorening	8
Recipientens självrening	11
Självreningsförmåga och självreningskapacitet	11
Vid självreningen verksamma krafter	11
Självreningsprocessernas ordningsföljd	12
Biologiska krafter vid självreningen	14
Bakterier	15
Bakteriologisk undersökning	19
Bakteriernas fiender	21
Biokemisk syreförbrukning i recipienten	21
Syretillförsel till recipienten	26
Beräkning av syrebalansen i recipienten	28
Kloakslammets förorenande inverkan på recipienten	31
Industruell avloppsvattenförorening	31
Åtgärder för höjande eller bättre utnyttjande av recipientens självreningsförmåga	33
Utjämnning av avloppsvattenavrinningen	34
Fördelning av avloppsvattnet i recipienten	34
Spolning och muddring	34
Rätning av strömfåran och ökning av vattenhastigheten	35
Luftning av recipienten	36
Anläggning av dammbassänger	36
Ökning av recipientens lågvattenföring	36
Avloppsvattnet och dess avledande	37
Avloppsvattnets härkomst	37
Spillvatten	37
Grundvatten	38
Regnvatten	38
Översikt	38
Avloppsvattnets mängd	38
Spillvattenavrinning	38
Grundvattenavrinning	42
Regnvattenavrinning	42
Total avloppsvattenavrinning	46

	Sid.
Avloppsvattnets beskaffenhet	47
Olika slag av föroreningar	47
Fysikaliska och kemiska undersökningar.....	49
Biologiska underökningar	52
Specifik avloppsvattenförorening.....	52
Avloppsvattenföroreningens växlingar	55
Avloppsvattnets avledande	56
Olika slag av avloppssystem.....	56
Separatsystemet	57
Kombinerade systemet	58
Jämförelse mellan separatsystemet och det kombinerade systemet.....	59
Avloppsvattnets rening vid större anläggningar	60
Reningsgrad och reningsförfaranden.....	60
Reningsgrad.....	60
Reningsförfaranden	60
Förening.....	62
Galler, rensskärare m. m.	62
Sten- och sandfångare	64
Fettavskiljare	65
Förluftare.....	67
Slamavskiljning	68
Sedimentering	68
Förbehandling vid sedimenteringen.....	77
Mekanisk filtrering.....	78
Kemisk fällning	79
Biologiska metoder.....	82
Biologiska bäddar	83
Aktivtislamanläggningar	87
Klorbehandling	95
Behandling av industriellt avloppsvatten	97
Skötsel och kontroll	98
De avskilda ämnenas behandling vid större reningsanläggningar	100
Olika sätt att oskadliggöra de avskilda ämnena	101
Olika slags avskilda ämnen	101
Rensets oskadliggörande.....	102
Slammets oskadliggörande.....	102
Slamrötning.....	106
Slamrötningens ändamål	106
Grundbegrepp	107
Slamrötning under tekniskt enkla förhållanden.....	113
På slamrötningen inverkande faktorer	117
Slamrötanläggningars konstruktion	129
Rötprodukternas utnyttjande	134

	Sid.
Avloppsvattnets rening vid små anläggningar	137
Särskilda synpunkter	137
Huvudpunkter.....	137
Avrinning.....	138
Förorening	139
Avloppsledning.....	139
Recipient	140
Reningsförfaranden.....	140
Översikt	140
Mekanisk rening.....	141
Mekanisk rening och biologisk halvrening	142
Naturlig biologisk rening	144
Konstgjord biologisk rening	146
Konstruktiva förbättringar	148
Sammanfattning	151
Litteratur	151
Allmänt	151
Vattenundersökning	152
Recipienten och dess förhållande vid förorening	153
Reningsverk för kommunalt avloppsvatten.....	153
Några viktigare utförda anläggningar.....	156
Facktidskrifter.....	157

Förorening genom industriellt avloppsvatten och åtgärder för olägenheternas avhjälpande.

1. Järnindustri.

Av bergsingenjör INGEMAR SAHLIN, Jernkontorets tekniska byrå.¹

Avloppsvattnet från järnverkens metallurgiska avdelningar — masugnar, stålverk och gjuterier — är till största delen praktiskt taget rent vatten, som endast passerat mantlar eller kanaler för kylningsändamål. Den vid vissa masugnar förekommande våtningen av masugnsgas medför visserligen förorening av det därför använda vattnet genom tjärämnen, kol- och malmstoff och vissa reaktionsprodukter, bl. a. spår av kaliumcyanid i gasen, men i förhållande till den för reningen erforderliga vattenmängden är kvantiteten av dessa föroreningar så ringa, att de i regel icke vålla någon olägenhet.

Järnverkens avdelningar för mekanisk bearbetning — valsverk, smedjor och dragerier — använda likaledes stora mängder vatten för kylningsändamål. Detta vatten förorenas av smörjmedel och i varmvälsverken av glödspån, som faller under bearbetningen. Kvantiteten smörjmedel, som medföljer avloppsvattnet, är givetvis mycket svår att bedöma, men det ligger i sakens natur, att den är obetydlig. Vad varmvälsverken beträffar minskar också mängden spillolja o. dyl. genom införandet av moderna lagertyper särskilt rull- och konsthartslager. Mängden vid varmbearbetning av stål fallande glödspån, vars sammansättning ungefär motsvarar formeln Fe_3O_4 , har för hela landets järnindustri uppskattats till i runt tal 40 000 ton per år. Huvudparten härav tillvaratages omedelbart i valsverken och återföres till de metallurgiska processerna. Den med kylvattnet följande återstoden av-

¹ På föranstaltande av Jernkontoret har även verkställt en litteraturutredning angående *Metoder för oskadliggörande och tillvaratagande av förbrukade betbad*, av bergsingenjören C. GEORG CARLSSON, samt upprättats en redogörelse för *Vattenförorening genom avloppsvatten från gruvor och anrikningsverk samt anordningar till motverkande av avloppsvattnets skadliga verkningar uti vattendrag och sjöar (recipienter)*, av bergsingenjören EDW. S. BERGLUND.

Dessa utredningar finnas upptagna i litteraturförteckningen sid. 286.

Bland övrig litteratur som där förtecknats må här nämnas en uppsats, benämnd *Anordningar för rening av avfallsvatten från anrikningsverk*, av bergsingenjören S. MÖRTSELL.

sätter sig till större delen i avloppskanalerna och tillvaratages vid rensning av dessa. I det utgående avloppsvattnet medföljer därför endast en ytterst ringa del av den totala glödspånsmängden. På grund av den stora specifika vikten har denna förorening benägenhet att i lugnt flytande vatten snart avsätta sig på botten.

I samband med stålets bearbetning, framför allt då den sker i kallt tillstånd, förekommer i stor utsträckning betning av stålet. Betningen har till ändamål att åstadkomma en metalliskt ren, oxidfri yta på halvfabrikat och färdiga stålprodukter, vilket sker genom upplösning av det efter varmbearbetningen kvarsittande oxidskiktet på stålets yta i utspädda syror. Som betvätskor användes huvudsakligen svavelsyra, i mindre omfattning saltsyra och för vissa legerade stål salpetersyra. Vid upplösningen av oxiderna bildas salter — sulfat, klorid, klorur resp. nitrat — av järn och eventuella legeringsämnen i stålet, varigenom halten av syra i betbadet nedsättes och badet efter någon tid blir obrukbart. De förbrukade betbaden uttömmas vanligen satsvis i avloppen.

Genom de förbrukade betbaden komma sålunda till vattendragen föroreningar, som i motsats till de förut nämnda kunna vara av mer eller mindre starkt kemiskt verksam karaktär. Mängden syror och salter, som i form av förbrukade betbad och sköljvatten från betningen utsläppas i vattendragen från järnverken, är mycket starkt växlande vid olika verk beroende på tillverkningens art. En uppfattning om storleksordningen ger dock den i en tysk tidskrift nyligen anförda uppgiften, att i Tyskland, vars stålproduktion under år 1936 var nära 20 gånger så stor som Sveriges, förbrukningen av svavelsyra för betningsändamål kan uppskattas till c:a 100 000 ton per år.

De svenska järnverken äro som bekant med få undantag belägna vid relativt stora vattendrag, i vilka föroreningarna av avfallsvätskor från betningen bli utspädda till en försvinnande låg koncentration. Man har ansett detta ge tillfredsställande säkerhet mot skadeverkningar, och frågan om betvätskornas oskadliggörande genom särskild behandling före utsläppandet i vattendragen har därför hittills icke ägnats någon närmare uppmärksamhet i vårt land.

I de stora industriländerna, särskilt i Tyskland, där ofta flera stora järnverk tillgodose sitt vattenbehov från och utsläppa avloppsvattnet i ett och samma vattendrag med relativt låg vattenföring, ligga förhållandena annorlunda till. Den knappa vattentillgången tvingar till största möjliga sparsamhet. Man har icke tillgång till större mängder överloppsvatten för utspädning av avfallsvätskorna, som därför verka mycket starkt frätande på avloppsledningarna. Avfallsvätskornas mängd är så stor i förhållande till vattenföringen, att recipienterna bli starkt förorenade. Den skala, i vilken betningsmedel användas vid dessa stora järnverk, ger också helt andra möjligheter än dem som föreligga i vårt land att utan ekonomisk förlust i kontinuerlig eller intermittert drift oskadliggöra avfallsvätskorna under tillvaratagande av vissa biprodukter.

2. Sprängämnesfabriker.

Av civilingenjör HILDING BERGSTRÖM.

De avdelningar av sprängämnesfabrikerna, som lämna föroreningar i avloppsvattnet, äro de, inom vilka tillverkning sker av nitroglycerin, nitrocellulosa, trinitrotoluol och liknande samt koncentrerung av svavelsyra.

Nitroglycerin.

Vid tillverkning av nitroglycerin behandlas glycerin med en blandning av salpetersyra och svavelsyra. Efter slutförd reaktion erhållas dels sur nitroglycerin dels restsyra, som innehåller resterande salpetersyra, nästan all svavelsyran, det vid reaktionen bildade vattnet samt en viss i syran löslig mindre mängd nitroglycerin. I den avskilda sura nitroglycerinen löses en viss mängd salpetersyra, motsvarande jämviktstillståndet i systemet restsyra—sur nitroglycerin. Dessutom löses en obetydlig mängd svavelsyra. Dessa i den sura oljan lösta syror måste borttvättas, innan nitroglycerinen kan tekniskt användas.

Man kan räkna med att per 1 000 kg färdig nitroglycerin till tvättvattnet resp. avloppsvattnet överföras salpetersyra c:a 75 kg och svavelsyra c:a 2 kg.

Produktionsförmågan per dag och fabrik håller sig här i landet omkring 3 000—7 000 kg. I avloppsvattnet från nitroglycerinfabrikerna avgå sålunda 225—525 kg salpetersyra och 6—14 kg svavelsyra.

Nitroglycerinfabrikerna arbeta endast på ett dagskift.

Nitrocellulosa.

Vid tillverkning av nitrocellulosa behandlas bomull med en blandning av salpetersyra och svavelsyra. Efter nitreringens slut intages blandningen på centrifug, där största delen av restsyran avdrives. Dock kvarstannar i nitrocellulosan en mängd restsyra motsvarande 1·1 ggr nitrocellulosans vikt. Som medelvärde kan angivas för salpetersyra- resp. svavelsyrahalten i restsyran 25 och 60 %. Per 1 000 kg nitrocellulosa tillföres tvättvattnet i runt tal salpetersyra 275 kg och svavelsyra 660 kg.

Produktionen av nitrocellulosa varierar för landets olika fabriker mellan 400 och 7 000 kg per dygn, vilket svarar mot 110—1 925 kg salpetersyra och 264—4 620 kg svavelsyra i avloppsvattnet från de olika fabrikererna.

Nitrocellulosan tillverkas på ett eller tre skift.

Trinitrotoluol.

Trinitrotoluol framställes genom gradvis nitrering av toluol medelst blandningar av salpetersyra och svavelsyra.

Som exempel på den mängd svavelsyra, som utsläppes i vattendraget, kan anföras 25 kg på en tillverkning av 5 000 kg trinitrotoluol per dygn. Endast en trinitrotoluolfabrik finnes i landet.

Trinitrotoluol tillverkas på tre skift.

Koncentrering av svavelsyra.

I sprängämnesfabrikerna erhålles vid behandling av restsyrorna en utspädd (70 %-ig) svavelsyra, som koncentreras till 94—97 %. Vid denna koncentration förloras 2—4 %, som går till avloppsvattnet.

Svavelsyrakoncentrering drives på tre skift.

Från sprängämnesfabrikerna bortgå sålunda i huvudsak syror i avloppsvattnet. Är dessas mängd i förhållande till vattenföringen för stor, vidtagas åtgärder för syrornas borttagande. Detta kan ske på följande sätt. Avloppsvattnet passerar en behållare, i vilken fasta beståndsdelar avsätta sig. De gå sedan till en med rörverk försedd behållare, i vilken kalkmjölk kontinuerligt inkommer. Tillflödet av kalkmjölken kan automatiskt regleras, så att det avgående vattnet får ett lämpligt pH-värde.

3. Stearin-, tvål- och tvättmedelsfabriker.

Av civilingenjör HILDING BERGSTRÖM.

Fabrikationsprocess.

Vid framställning av stearin och fettsyror spaltas fetter till fettsyra och glycerin. Före fettspaltningen kan fettet underkastas blekning med avfärgningsmedel (aktiv lera, silicagel, aktivt kol m. m.) eller oxider, superoxider m. m. Fettet kan även renas med svavelsyra och oxalsyra. Spaltningen av fetterna kan ske enligt flera förfaranden.

A. Autoklavförfarandet.

Fettet upphettas i autoklaver med t. ex. zink, kalcium- eller magnesiumoxid samt vatten. Därvid bildas en ringa mängd metalltvålar, vilka katalysera neutralfetternas sönderfall i fettsyror och glycerin. Metalltvålarna sönderdelas sedan med svavelsyra. Det erhållna glycerinvattnet kan förärbettas på glycerin genom destillation.

B. Fettspaltning med svavelsyra, varvid fettet upphettas med konc. svavelsyra vid 115°C. Jämte de fria fettsyrorerna bildas svavelsyrehaltigt glycerinvatten, som kan förärbettas på glycerin.

C. Twitchell-förfarandet, varvid fettspaltningen sker med 1—2 % svavelsyra och speciella katalysatorer, s. k. Twitchell-reaktiv.

D. Enzymatisk fettspaltning, varvid olika slag av enzymer användas.

Det i Sverige använda förfarandet för fettsyrespaltningen torde huvudsakligen vara Twitchell-förfarandet.

Vid tvål- och såpfabrikationen behandlas fettsyror eller blandningen av fettsyror och neutralfett med natrium- resp. kaliumhydrat. Vid såpfabrikationen erhålles såpan direkt, under det att tvålen utsaltas medelst koksalt, varvid erhålles glycerinhaltig underlut, vilken skiljes från tvålen. Denna s. k. underlut kan, om glycerinpriset medger det, bearbetas på glycerin.

Avfallsvattnets mängd och beskaffenhet.

Tvättvattnet från fettets förbehandling varierar mycket beroende på vilket fett som bearbetas.

Glycerinvattnet vid fettsyrespaltningen tillvaratages på så sätt, att det neutraliseras med kalk, varvid bl. a. gips utfälles. Det härigenom från diverse föroreningar befriade glycerinvattnet destilleras och glycerinet tillvaratages. Vid destillationen erhålles ett kondensat, som innehåller mycket litet glycerin (0.01 %). En svensk fabrik med en fettbearbetning av 2 500 ton fett per år utsläpper c:a 180 000 m³ avloppsvatten per år innehållande 35 ton svavelsyra och 6.5 ton oxalsyra samt dessutom ringa mängder fettsyror.

Den vid tvålfabrikationen erhållna underlutens mängd kan variera något men torde vara c:a $\frac{1}{3}$ av den erhållna tvålmängden. Denna underlut innehåller utom koksalt (c:a 10—12 %) och något alkali även en del glycerin.

Glycerinhalten i underluten torde vara c:a 6—7 %, om vid tvåltillverkningen endast neutralfett användes. Vid svenska fabriker tillvaratages i allmänhet ej underluten för bearbetning på glycerin.

Vid dylik fabrikation erhållas dessutom en del avloppsvatten från rengöring och spolning av fabrikslokaler samt stora mängder kondens- och kylvatten.

Avloppsvattnets behandling.

Det från stearintillverkningen erhållna avloppsvattnet är till kvantiteten mycket ringa, och då det endast innehåller mindre mängd syra och spår av glycerin kan det i regel utan vidare behandling släppas ut i vattendraget.

Den farligaste föroreningen från tvålfabrikationen är underluten och för det fall att denna utsläppes direkt utan avkylning kan vid stor produktion och liten recipient underluten verka vattenförorenande. Om underluten kyles före utsläppandet — vilket är det vanliga — avskiljas ur densamma en del limartade beståndsdelar, varigenom syreförbrukningen i vattnet sjunker till ungefär hälften.

Kondens- och kylvattnet samt spol- och rengöringsvattnet skola uppsamlas för sig och kunna utan vidare släppas till avloppet.

Vid såpfabrikationen förekommer ej något vattenförorenande avloppsvatten.

Då det vid stearin-, tvål- och såpfabrikationen erhållna avloppsvattnets mängd är synnerligen ringa, kan det i allmänhet utan någon skada utsläppas i avloppet.

4. Konstsilke- och stapelfiberfabriker.

Av civilingenjör HILDING BERGSTRÖM.

Fabrikationsprocess.

De i Sverige befintliga konstsilke- och stapelfiberfabrikerna arbeta enligt den s. k. viskosmetoden. Utgångsmaterialet är specialgjord sulfitcellulosa, vilken efter behandling med c:a 20 % natronlutlösning och kolsvavla överföres i sulfiderad alkalicellulosa, xantogenat.

Xantogenatet löses kolloidalt i utspädd natriumhydratlösning om c:a 4 %, och den erhållna rödbruna, sirapsliknande lösningen kallas viskos.

Efter en mogningsprocess tryckes viskosen genom fina düser över i ett bad innehållande svavelsyra och Glaubersalt. Cellulosan i viskosen utfälls och de erhållna trådarna kunna antingen upprullas på spolar, varvid konstsilke erhålles, eller klippas i önskad fiberlängder till stapelfiber.

Härefter följa såväl för konstsilke som för stapelfiber tvättning, avsvavling med natriumsulfid eller natriumsulfit, blekning, antiklorering och slutligen tvålning.

Efter centrifugering, torkning och konditionering äro produkterna färdiga.

Avloppsvattnets mängd.

Avloppsvattnets mängd är helt olika vid olika fabriker, mest beroende på tillgången på lämpligt vatten.

Finnes lämpligt vatten, sker tvättningen vanligen med kallt vatten. För en konstsilkefabrik beräknas en total vattenkvantitet av 2 m³ vatten per kg färdigt silke. Användes däremot varmvatten för tvättningen, kan i runt tal 1 m³ per kg färdigt silke anses normalt.

För en stapelfiberfabrik räknas normalt med 1 m³ per kg fiber. (Det råder ingen skillnad mellan tvättningen av silke och fiber, men då fibern behandlas som lösgods kan man i praktiken spara något på vattnet.)

Vid AB Nordisk Silkecellulosa framställes även alofan (cellofan) och denna tillverkning drager ungefär samma vattenförbrukning som stapelfiberframställningen.

Avloppsvattnets beskaffenhet.

Det normala avloppsvattnet från fabriker kan uppdelas i två slag:

a) Surt, d. v. s. tvättvatten efter silke- resp. fiberspinningen och sköljvatten efter antikloreringen (antiklören utgöres helt enkelt av svag saltsyra- eller svavelsyralösning).

b) Alkaliskt, d. v. s. tvättvatten efter avsvavlingen (avsvavlingsbadet består vanligen av en blandning av natriumhydroxid och natriumsulfid) och efter blekbadet (vanligen natriumhypokloritlösning).

De sura och alkaliska tvättvattnen föras nog vanligen i gemensam ledning till något närbeläget vattendrag utan vidare rening, men när syramängden överväger, blir blandvattnet surt och syrafast lergods måste användas. Självfallet utvecklas en viss mängd svavelväte.

Vissa fabriker utomlands ha i närheten av fabriken en stor bassäng, där de olika tvättvattnen blandas och där även en del fasta partiklar få sedimentera. Genom ett överfall får sedan vattnet gå ut i en gemensam kanal, och om till denna sedimenteringsbassäng även ledes avloppslut från dialysörerna, erhålles enligt uppgift ett nästan neutralt avloppsvatten.

Eventuellt finnes möjlighet att även inom fabrikationen använda en större mängd avfallslut, varför lämpligheten av detta förfarande är problematisk.

En tredje möjlighet är att låta surt och alkaliskt avloppsvatten i var sin ledning gå till närmaste vattendrag, men då blir påfrestningen på de syrafasta ledningarna stor, och om de båda ledningarna mynna nära varandra i vattendraget kommer svavelvätebildningen att ske i själva vattendraget. Det ligger kanske då närmare till hands, att svavelväte i detta fall i större mängd löser sig i vattnet i stället för att som vid ovannämnda förfarande till stor del bortgå i gasform efter utträdet i vattendraget. Denna hypotes har diskuterats men, såvitt vi känna till, ej bevisats.

Syramängden i det gemensamt utgående avloppsvattnet varierar högst avsevärt, beroende på att en viss mängd rent spinnbad, hållande omkring 15 % svavelsyra, alltid måste utsläppas. Då detta ej sker fullt kontinuerligt, blir följden, att med oregelbundna mellanrum avloppsvattnet blir avsevärt surt. Att därför ange några exakta siffror för syrahalten ställer sig vanskligt, men man kan säga att i genomsnitt per dygn bortgår som fri syra 0.5 gr/l (vid 1 000 l vatten per kg produkt). Det alkaliska avloppsvattnet neutraliserar en del av denna syramängd, varför i genomsnitt c:a 0.3—0.4 gr/l torde motsvara det verkliga förhållandet.

Avloppsvattnets behandling.

Såvitt oss är bekant, använda konstsilke- och stapelfiberfabriker ej raffinerade reningsanläggningar för avloppsvattnet, men problemet är högst aktuellt och kommer ofta på tal.

En del, men långt ifrån alla, av de stora utländska fabrikena släppa ej ut överloppsspinnbad utan indunsta det, kyla och utkristallisera glaubersaltet och använda svavelsyran på nytt. Metodens användbarhet är beroende av priset på glaubersalt, kol och svavelsyra.

5. Cellulosa- och pappersfabriker (fiberhaltiga avloppsvatten).

Av laborator STEN VALLIN.

Avloppsvattnets fiberhalt.

Gemensamt för sulfit- och sulfatfabriker, pappersbruk och sliperier är föroreningen av vattendragen genom fiberutsläppning. Undersökningar nedströms om cellulosa- och pappersfabriker av olika typer ha visat, att i regel ut-

släppes relativt mycket fiber i förhållande till produktionen vid pappersbruk och sliperier. I varje fall vid de moderna sulfit- och sulfatfabrikerna är den procentuella fiberförlusten normalt mindre men, om produktionen är stor, blir den totala fiberutsläppningen även här ofta väsentlig. Blekning av massan, som under senare år vunnit allt större omfattning, innebär normalt en ökad fiberförlust till följd av att tvenne intjockningar bli nödvändiga i framställningsprocessen. Volymen fiberhaltiga avloppsvatten är mycket stor såväl från massafabrikerna som från pappersfabrikerna. Fiberförlusterna äga huvudsakligen rum i samband med den tvättade massans intjockning samt med bakvattnet från viran och pappersmaskinerna. För en sulfitfabrik räknar man med c:a 200 à 300 m³ vatten per ton massa, för en sulfatfabrik normalt ännu större volym. Vid pappersfabrikerna varierar vattenförbrukningen starkt, beroende på den kvalitet papper som framställs. SERP anger följande vattenmängd för 1 kg färdigt papper:

Finpapper	900—1 000 l vatten
Tryckpapper	500 » »
Plånpapper.....	350—400 » »
Tidningspapper	200 » »
Pack- eller karduspapper	125 » »

De fasta partiklarna i avloppsvattnet utgöras i allt väsentligt av vedfiber och fiberfragment, s. k. nollfiber, samt mer eller mindre slemmiga fragment av vedparenkymceller. Vid pappersfabrikerna tillkomma textiltfiber, i den mån lump användes som råmaterial, samt lim- och fyllnadsämnen av olika slag. Som exempel på dylika ämnen kunna nämnas hartssåpa, kaolin, stärkelse och anilinfärger. Vid blekningsprocesser tillkommer klor eller klorkalk.

Fiberns föroreningsverkan.

Fibern avlagrar sig tillsammans med slam eller detritus särskilt i vattendragens lugnområden. Det ursprungliga bottendjurlivet — fiskfödan — försvinner. Under vissa gynnsamma omständigheter kan dock ett rikt djurliv av speciella former uppstå i fiberbankarna. I regel blir emellertid vattenbeskaffenheten närmast botten sådan, att denna djurproduktion ej är åtkomlig för fiskarna. Lekplatser, som fordra ren botten, kunna förstöras. Under den varma årstiden uppstå sönderdelningsprocesser i avlagringarna, åtföljda av gasbildning under samtidig förbrukning av vattnets fria syre. Fibern, som efter hand blir bevuxen med trådbakterier och andra organismer, bindes härigenom samman och uppflytning till ytan av illaluktande kokor blir följden. Verkan med hänsyn till vattnets förskämning genom fiberavlagringarna blir, som naturligt är, betydligt svårare, om vattnet samtidigt förorenas av sulfitulut eller av avloppsvattnet från sulfatfabrikerna. Omfattande svavelvätebildning kan då uppträda, särskilt om vattendraget samtidigt förorenas av kloakvatten eller liknande avfallsvätskor.

Det fiberhaltiga avloppsvattnets behandling.

Åtgärder för minskad fiberförorening bestå helt väsentligt av återvinning inom själva driften. De hjälpmedel, som numera härför stå till förfogande, äro så pass effektiva, att någon mera framträdande förorening av vattendragen härvidlag ej längre behöver ifrågakomma. Detta så mycket hellre som det samtidigt är i fabrikernas eget intresse ur produktionssynpunkt att nedbringa fiberförlusten till den minsta möjliga. Med moderna fiberåtervinningsmetoder bör man kunna nedbringa förlusten av fiber och fyllnadsämnen till c:a 25 mg/l avloppsvatten eller under 0.5 % av produktionen.

Återvinning sker enligt ett stort antal skilda metoder. För mera detaljerad kännedom om dessa måste hänvisas till den speciella pappersindustrielitteraturen. Några exempel belysande de olika principer, som kommit till användning, skola dock anföras.

1. **Avsättningsbassänger** av trä eller betong. Till följd av den stora volymen fiberhaltigt avloppsvatten, som ifrågakommer, erfordras flera bassänger efter varandra eller långsträckta dylika, avdelade i ett flertal fack. För att befordra avsättningen av fiber, som har blott obetydligt högre specifikt vikt än vattnet, kunna bassängerna lämpligen förses med tvärväggar, som räcka ett stycke upp från botten. Den avsatta fibern återtages och kan utnyttjas vid framställning av sekunda massa tillsammans med kvist m. m. En annan typ av avsättningsbassäng har börjat utprovas i Finland. Bassängen är cirkelrund med stor diameter. Det fiberhaltiga vattnet tillföres i centrum och får svämma ut över bassängen radiellt. Strömhastigheten avtager starkt mot periferin. Botten av bassängen utgöres av cirkulära koncentriska fördjupningar, i vilka avsättningen äger rum. I de närmast centrum belägna fårorna erhålles den längre, värdefullare fibern, som sjunker snabbast, i de perifera fårorna den mindre värdefulla nollfibern och fragmenten.

2. **Cirkulation** inom driften av fiberhaltiga vatten. Förlusterna kunna nedbringas avsevärt, väsentligt mer än 50 %, genom en långt gående och rationell cirkulation. För att ej riskera svampbildning (vid träsliperierna) och allt för stark anrikning av löst substans måste dock en viss procent färskvatten ständigt tillföras systemet. Särskilt för träsliperierna, alltså vid framställning av mekanisk massa, tages systemet med cirkulation för fiberåtervinning allt mera i bruk.

3. **Silning genom behållare av träribbor, Gilgo-Silo.** En ny metod, som visat sig ändamålsenlig för sliperierna, är silning genom en mycket stor behållare uppbyggd av tunna c:a 5 cm breda träribbor på c:a 5 mm avstånd från varandra. Behållaren tömmes ej helt utan ett fiberlager kvarlämnas på botten. Fibern fungerar själv som filterskikt. Återvinningsverkan är mycket god.

4. **Tratt-fiberfångare.** Stor volym (100 m³ och mera) hos de nedtill trattformigt avsmalnande avsättningsbassängerna är nödvändig. För fiberns avsättning ofördelaktig är närvaron av luftblåsor, vid vilka den fast-

nar och håller sig flytande. Det fiberhaltiga vattnet kan inledas på olika sätt:

a) I centrum ovanför ytan, varefter det får falla mot en snedställd konisk plåt för befrielse från luftblåsor. Genom en skiljevägg i tratten ledes vattenströmmen först mot botten, där fibern avsätter sig, och sedan perifert upp mot ytan, där det renade vattnet avrinner. Exempel: *Claros-apparat*.

b) Underifrån genom rör, som mynnar mot en inbyggd mindre upp- och nedvänd tratt med avledning för luftblåsor mot ytan. Av denna mindre tratt tvingas vattenströmmen mot botten, där fiberavsättningen äger rum. Det renade vattnet stiger mot ytan, där det avtappas. Exempel: *Füllner-tratt*.

Enligt båda systemen måste kontinuerlig avtappning av den avsatta fibern äga rum, om icke reningsverkan snabbt skall minskas, vilket sker så snart trattens kapacitet överskrides.

5. Silapparater. Principen är silning genom finmaskig metallduk eller filtduk. Ofta konstrueras dessa apparater så, att ett fiberskikt avsättes på duken, varigenom reningsverkan förhöjes. Ett mycket stort antal typer finnas. Som exempel kunna nämnas:

a) Füllner- och Oliver-rundfilter. Roterande cylinder av fin metallduk, på vars utsida fibern avskiljes, automatiskt avskrapas och borttransporteras.

b) Birds »Save-all»-apparat. Har stor kapacitet upp till 10 000 l/min. Cylindern roterar diskontinuerligt, varigenom ett filterskikt av fiber hinner utbildas på cylinderns insida. Upp till över 90 % fiberåtvinnning. Kan användas för alla olika typer av fiberhaltigt avloppsvatten.

c) »Save-all»-apparat, svensk typ. Även i denna apparat är principen utbildandet av ett filterskikt av fiber på fin, i detta fall snedställd metallsilduk inbyggd i en järncylinder. Duken befrias kontinuerligt från fiberskiktet genom små stötar, vilka åstadkommas medelst en excenteranordning. Fibern återtages till produktionen av sekunda massa. Apparaten lämpar sig dock endast för mindre kapacitet upp till 1 000 l/min. Återvinner upp till 90 % av fibern.

d) Lådfilter. Exempel: *Wolfs cellfilter*. På lådans botten, som är försedd med hål, anbringas fin metallduk eller filt. På grund av trycket pressas vattnet igenom, varvid det primära skiktet av fiber även verkar som filter.

6. Återvinning genom flotation. Fibern bringas med tillhjälp av genomluftning att stiga till ytan, där den efter hand avskummas och återgår i driften. Små mängder av olje- eller limartade ämnen tillsätts, varigenom ytspänningen ändras så, att fibern lättare fasthålls vid luftblåsorna under transporten mot ytan. Kostnaden för tillsatsämnena beräknas vid ett pappersbruk understiga värdet enbart av återvunnen harts och kaolin.

a) Adka-fiberfångare. Genomluftningen åstadkommes medelst vakuum. Apparaten har visat sig särskilt lämplig för återvinning av fiber och fyllnadsämnen ur bakvattnet från pappersmaskinerna.

b) System Pedersen. Återvinningen sker i stora öppna kar med mekanisk genomluftning från botten.

c) Wolfs skumfiberfångare. Särskilt starkt skumbildande kemikalier användas. Det starkt lufthaltiga skummet blandas med det fiberhaltiga vattnet, befördrar snabbt de fasta partiklarna till ytan, där ett fast skikt bildas, som borttransporteras med tillhjälp av en sakta roterande skumbräda.

Rening av fiberhaltiga avloppsvatten kan givetvis också ske utan att återvinning kommer i fråga. I grävda eller invallade bassänger med stor volym, helst några bassänger i serie, kan avsättning anordnas. Bassängerna måste tid efter annan befrias från bottenavsättningarna, om de skola bibehålla sin effektivitet. Försök gjorda i Finland att avgränsa ett större område intill vattendraget med en vall av granris, genom vilken det fiberhaltiga vattnet sakta får sila, ha visat god effekt.

Förorening genom barkavfall.

En föroreningsverkan likartad med fiberns har tillkommit under senare år genom våtbarkning av veden. Det grövre bark- och savbarkavfallet avskiljes i regel i viss utsträckning, lagras i magasin och användes till utfyllnad eller pressas och brännes. De finare partiklarna i renservattnet utsläppas dock vanligen i vattendragen. Genom insättande av siltrummor (Füllner-filter eller liknande) eller anordnande av avsättningsbassänger finnes dock möjlighet att avskilja större delen av dessa finare partiklar.

6. Sulfatcellulosafabriker.

Av civilingenjör HILDING BERGSTRÖM.¹

Fabrikationsprocess.

Den sönderhackade veden, den s. k. flisen, satsas i stora kokare, där den kokas under 8—14 timmar med en kalciumbisulfid-lösning som håller c:a 1 % CaO och 5 % total SO₂. Koksyrans framställs genom att förbränna svavel eller svavelkis till SO₂ och absorbera denna i med kalksten fyllda torn. Vid framställningen av koksyrans erhålles ej något avloppsvatten. För sulfatkokningen användes per ton flis ungefär 5 m³ koksyra. Vid kokningen utlöses ungefär hälften av vedens organiska substans huvudsakligen bestående av hemicelluloser och ligninföreningar. Efter avslutad kokning avdrages från kokaren avfallsluten, vilken håller c:a 12 % torrsbstans. Mängden avfallslut som kan avdragas från kokaren varierar högst väsentligt för olika fabriker. Avtappas luten endast från kokaren utan någon förträngning med vat-

¹ Här må nämnas, att beträffande sulfatcellulosafabriker i Svensk papperstidning nr 8/1939 finnes tryckt ett föredrag av civilingenjören HILDING BERGSTRÖM, benämnt »Vattenföroreningar från sulfatcellulosafabriker. Föroreningarnas förekomst och möjligheter för deras borttagande.»

ten, erhålles ungefär 5 m³ sulfitavfallslut per ton cellulosa. Användes förträngning, kan man erhålla 7—9 m³ avfallslut per ton cellulosa. Efter avtappning, eventuellt förträngning av avfallsluten tillsättes vatten och massan spolas ut i massabingarna, från vilka den går genom kvistfångare och silar, där den tvättas och befrias från föroreningar. Sulfitcellulosan upptages sedan på upptagningsmaskiner och torkas.

Avloppsvattnets mängd.

Som nämnt varierar den mängd sulfitavfallslut som tappas från kokaren avsevärt, men det vanliga här i Sverige torde vara att en kvantitet om ungefär 5 m³ per ton cellulosa erhålles utspädd från kokaren. Resten av avloppsvattnet utgöres av tvättvatten, vilket utgör 30—40 ggr den mängd avfallslut som finnes kvar i fibern. Denna mängd blir sålunda för de flesta fabriker c:a 150—200 m³ per ton cellulosa.

Avloppsvattnets beskaffenhet.

Totalt avgår per ton cellulosa drygt 1 ton organisk substans som härrör från veden. Per ton cellulosa erhålles sålunda i avfallsluten 1 000 kg organisk substans. Den utgöres av 2 % saccarider, såsom pentosaner och hexoser, och resten till ungefär 10 % av »lignosulfonsyrad kalk». Torrsubstansen i luten håller ungefär 10 % oorganiska beståndsdelar härstammande från kalken.

Avloppsvattnets behandling.

För det utspädda tvättvattnet från sulfitcellulosafabriker finnes ej någon behandlingsmetod. För den utspädda sulfitavfallsluten finnas en del metoder och förslag.

De sulfitfabriker, som tillverka sulfitsprit, befria avfallsluten från jäsbara sockerarter, vilket till en del minskar olägenheterna av avfallslutens utsläppande i vattendragen. Därvid förstöres dock endast ungefär 15 % av den i luten ingående organiska substansen.

Mer eller mindre försöksvis har avfallsluten indunstats och använts som bränsle eller för vägändamål. Man kan dock ej för ögonblicket peka på fullt färdiga räntabla metoder för sulfitlutens mera fullständiga oskadliggörande.

Brister och önskemål.

Med nuvarande anordningar utvinnes endast omkring hälften av sulfitavfallsluten i koncentrerad form för eventuellt oskadliggörande. Man är naturligtvis ej hjälpt med att endast hälften av avfallsluten oskadliggöres. Ett fullständigare tillvaratagande av luten förutsätter, att den uttvättas i likhet med vad som nu sker vid sulfatfabrikerna.

Det förefaller emellertid sannolikt, att i en ej allt för avlägsen framtid avfallsluten genom indunstning och förbränning skall kunna oskadliggöras.

Försök på detta område ha pågått sedan lång tid tillbaka. Det gäller att

erhålla den ursprungliga avfallsluten i högsta möjliga koncentration och att indunstningen sker utan inkruster och med god värmeekonomi.

För en fabrik, som ökar sin tillverkning, kan det vara möjligt att genom indunstning, eventuellt på annat sätt, oskadliggöra den ökade lutmängden utan för stora oppoffringar.

Som bekant ha sedan lång tid tillbaka arbeten pågått för att ersätta den nuvarande sulfitkokningen med natriumbisulfitkokning, och en anläggning har på senare tid uppförts här i landet. Vid en natriumbisulfitfabrik kommer avfallsluten att uttagas och tillvaratagas i likhet med vad som sker vid sulfatfabrikerna, och risken för vattenföroreningar bör bli mindre än för en cellulosa-fabrik av sistnämnda slag. Men det är ju tydligt att ett eventuellt genomförande av natriumbisulfitkokningen ej kan ske hastigt över hela linjen.

Ett oskadliggörande av sulfitavfallsluten fordrar så långt man nu kan överblicka förhållandena en ganska vidlyftig apparatur och man kan ej generellt visa, att nu tillgängliga förfaranden kunna göras räntabla. Då det gäller sulfitfabrikerna och föreskrifter för avfallslutarnas oskadliggörande, måste man tillsvidare iakttaga en viss försiktighet, och för varje fall bör avgöras, vilka åtgärder som skola vidtagas.

Den högre koncentrationen av avfallsluten, som bl. a. möjliggjorts genom den indirekta kokningen, ökar väsentligt möjligheten för avfallslutens tillvaratagande genom indunstning och den indunstade produktens tillgodogörande som bränsle. Försiktigtvis bör ej räknas på någon större användning till annat ändamål. Under sådana förhållanden måste indunstningsanläggningar vara billiga i anläggning och drift.

7. Garverier och läderfabriker.

Av civilingenjör HILDING BERGSTRÖM.

Avloppsvatten från garverier och läderfabriker äro mycket förorenande och måste renas före utsläppandet i recipienten, särskilt om dennas vattenföring är ringa.

Fabrikationsprocess.

I de flesta läder- och garverifabriker skiljer man på tre fabrikationsstadier:

a. Förberedande arbeten före den egentliga garvningen.

b. Garvningsprocessen.

c. Tillredningen av det garvade lädret.

Till grupp a höra uppmjukningen av de torkade och utlakningen av de saltade hudarna. Dessa befrias sedan från hår i alkaliska lösningar hållande Na_2S , CaS eller As_2S_3 . Efter avhårningen kommer betningen, vilken består i att hudarna avkalkas och svällas i svagt sura bad innehållande olika konstprodukter, t. ex. oropon eller erodin.

Den egentliga garvningen (grupp b) är antingen vegetabilisk eller mineralisk. Den vegetabiliska garvningen sker med ekbark eller vid snabbgarvning med garvämnesextrakt (quebracho m. fl.). Den mineraliska garvningen sker med alun och koksalt (vitgarvning) eller med kromsalt (kromgarvning). Vid kromgarvningen kan man antingen använda basiska kromsalter (enstegsförfarandet) eller bikromatlösning och tiosulfatlösning (tvåstegsförfarandet).

Tillredningen av det garvade lädret (grupp c) omfattar dettas pressning och färgning.

Avloppsvattnets mängd och beskaffenhet.

Man får sålunda vid fabrikationen ett flertal avloppsvatten:

a. Vatten från uppmjukningen och tvättningen av de torkade och saltade hudarna. Detta vatten kan vara starkt salthaltigt.

b. Vatten från avhårningsprocessen, vilket är starkt alkaliskt och dessutom håller svavelföreningar av Na, Ca eller As.

c. Vatten från betningsprocessen, vilket är surt.

d. Vatten från den egentliga garvningen, vilket allt efter garvningens art håller organiska eller oorganiska föroreningar.

e. Vatten från färgningen, vilket i huvudsak håller anilinfärger.

Totala mängden avloppsvatten varierar efter det använda arbetsförfarandet men ligger i mindre garverier vid 1—1.2 m³ per större bearbetad hud. I stora garverier är vattenförbrukningen större, 2.0—3.0 m³ per hud.

Avloppsvattnets föroreningsverkan.

Utsläppes avloppsvatten från garverifabriker direkt i recipienten, kan det där verka antingen direkt skadligt på grund av sina giftiga beståndsdelar — Ca(OH)₂, Cr-salter, As-salter — eller på grund av att det håller skumbildande beståndsdelar, eller indirekt på grund av att avloppsvattnet är starkt syreförbrukande. På så sätt kan syrebrist med åtföljande förruttelseprocesser uppkomma i recipienten.

På grund av avloppsvattnets höga halt av kolloidala ämnen är det starkt skumbildande, varför det åstadkommer skumkakor i recipienten.

Är recipientens vatten järnhaltigt, kan dessutom svartfärgning av vattnet inträffa, beroende på avloppsvattnets halt av sulfider och garvsyror.

Avloppsvattnets behandling.

Avloppsvattnet från olika läderfabriker är mycket olika, varför någon gemensam föreskrift för dess behandling ej kan lämnas, utan föreskrifter måste givas från fall till fall. Föroreningarna i avloppsvattnet bestå dels av fasta partiklar dels av lösta ämnen. De fasta partiklarna kunna avlägsnas genom filter, avsättningsbassänger m. m. I allmänhet torde detta reningssätt vara tillräckligt, om vattenföringen i recipienten ej är för liten.

Är vattenföringen däremot ringa, måste avloppsvattnet efter klarning dessutom underkastas kemisk och biologisk rening.

Litteratur.

SCHULZE-FORSTER, A.: Die Abwässer der Gerbereien und Lederzurichtereien und ihre Reinigung. Mitt. aus der Landeanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zu Berlin-Dahlem. H. 1—3, 1928.

8. Sockerfabriker.

Av civilingenjör O. WIKLUND.

Råsockertillverkning.

Fabrikationsprocess.

Råmaterialet för sockertillverkningen i Sverige utgöres uteslutande av sockerbeter. Dessa förarbetas till största delen direkt efter sin ankomst till fabriken, men några tusen ton brukar vanligen lagras på fabriken gård. Betorna svämmas i rännor med rinnande vatten från lossnings- och lagringsplatserna in till fabriken, där de genom tvättning befrias från vidhäftande jord. Genom dessa två operationer erhålles som avfallsprodukt det s. k. sväm- och tvättvattnet. — Sedan betorna skurits sönder i strimlor, s. k. snitsel, lakas sockret ut ur dem med vatten i diffusionsbatteriet, som består av en rad slutna kärl. Som avfallsprodukter erhållas utlakad betmassa och diffusionsvattnet med låg sockerhalt. Betmassan, som användes till kreatursfoder, befrias genom pressning från ungefär hälften av sitt vatten. Den blir då hållbarare samt billigare att transportera. Det vid pressningen erhållna avloppsvattnet kallas pressvattnet.

Den största delen av betornas socker har genom diffusionsprocessen övergått i den orena råsaften. Denna renas med bränd kalk och kolsyra, varvid en ren, klargul tunnsaft samt ett avfallsslam erhålles. Denna slamkalk, som till största delen består av kalciumkarbonat, men som givetvis innehåller de utfällda organiska föroreningarna samt även en del socker, transporteras i vissa fabriker ut torr, men i andra röres den ut med vatten samt pumpas bort i form av slamvälling. — Tunnsaften å sin sida indunstas, så att sockret kan kristallisera ut. Vattenångan, som går bort, förtätas med kallt vatten i kondensorer. Därvid erhålles som avfallsprodukt fallvattnet, som användes för svämning av betor.

Avloppsvattnets mängd.

Sväm- och tvättvattnets mängd brukar vara synnerligen olika vid olika fabriker. Om fabriken ligger vid havet eller ett större vattendrag, och vattentillgången således är riklig, brukar man inte spara, och i så fall kunna ända till 11 000 m³ per 1 000 ton betor användas. På andra ställen kan vattenbristen vara så svår, att man måste använda samma vatten upprepade gånger. Vattnet måste då, innan det återtages, genom sedimentering nödtorftigt befrias från uppslammad jord.

Diffusionsvattnets mängd är normalt 1 000—1 100 m³ per 1 000 ton betor.

Pressvattnets mängd är normalt ungefär 500 m³ per 1 000 ton betor.

Slamkalkvattnets mängd torde vara ungefär 700 m³ per 1 000 ton betor, om slamkalken röres ut med rent vatten. I en del fabriker användes diffusionsvattnet för detta ändamål, och i så fall tillkommer givetvis intet extra vatten.

Fallvattnet ingår, som nämnts, i svämvattnet.

Avloppsvattnets beskaffenhet.

Sväm- och tvättvattnet är huvudsakligen förorenat av den jord, som häftat vid betorna. Mängden jord beror givetvis på, om väderleken vid skörden varit torr eller regnig och kan vara ganska olika för olika fabriker. Under 1938 års kampanj var den i genomsnitt för alla fabriker 68·5 ton jord per 1 000 ton betor och varierade från 48 ton för den fabrik, som hade de renaste, till 90 ton för den, som hade de smutsigaste betorna. Det är därför tydligt, att sväm- och tvättvattnets halt av fasta beståndsdelar kan variera mycket starkt, särskilt om man betänker, att de disponibla vattenmängderna äro ytterst olika.

Utom jord innehåller detta vatten också spår av socker samt bladrester, rottrådar o. d. Dess biokemiska syreförbrukning är måttlig, kanske 100 à 300 mg/l, om det använts blott en gång, men om det får cirkulera, anrikas de organiska föroreningarna, och syreförbrukningen kan då enligt tyska erfarenheter stiga ända till 4 000 mg/l. I detta senare fall är emellertid den totala mängd avloppsvatten, som lämnar fabriken, så mycket mindre än i förra fallet, att man knappast behöver befara, att den totala mängden föroreningar ändras.

Diffusions- och pressvattnet innehåller i vanliga fall ungefär 0·15 % socker. 1 mg socker fordrar för sin biokemiska oxidation 0·7 mg syre, och vattnets biokemiska syrebehov skulle alltså vara $1\,500 \times 0\cdot7 = 1\,050$ mg/l. Dessutom innehåller vattnet även andra lösta organiska föroreningar, t. ex. äggvite- och pektinämnen, och det experimentellt bestämda syrebehovet torde därför normalt ligga mellan 1 500 och 2 000 mg/l.

Variationen i diffusions- och pressvattnets sammansättning är ej närmare undersökt.

Slamkalkvattnet torde i de fall, där rent vatten användes för slamkalkens transport, ha ett biokemiskt syrebehov av 700 à 1 000 mg/l. Om diffusions- och pressvattnet användes i stället för rent vatten, lösas en del organiska ämnen ut ur slamkalken, och vattnets syrebehov kan då ökas från ungefär 1 500 till ungefär 2 000 mg/l.

Fallvattnet är endast förorenat av mindre mängder ammoniak. Det är emellertid ofta ganska varmt och dessutom fritt från syre, samt kan därför förorsaka sänkt syrehalt och ökad vegetation av Sphaerotilus natans och andra för smutsvatten karakteristiska organismer i en recipient med liten vattenföring. — Vid fabriker med saftstation förvärras dessa förhållanden

därav, att man även är tvungen att släppa ut en del rent, hett kondensvatten, för vilket man icke har bruk.

Totala biokemiska syreförbrukningen hos avloppsvattnet från en fabrik med en daglig avverkning av 1 000 ton betor kan uppskattas i enlighet med följande ytterst approximativa tablå:

Sväm- och tvättvatten:	
11 000 m ³ à 100 gr/m ³	1 100 000 gr
Diffusions- och pressvatten:	
1 500 m ³ à 1 500 gr/m ³	2 250 000 »
	3 350 000 gr
Om slamkalken svämmas ut med vatten tillkommer 700 m ³ à	
700 gr/m ³	490 000 »
	3 840 000 gr

d. v. s. ungefär 3·8 ton syre. Nu har rent vatten en syrehalt av ungefär 10 mg/l, och avloppsvattnet från 1 000 ton betor måste alltså spädas med ungefär 380 000 m³ rent vatten i recipienten, om man skall vara absolut säker på att dess vatten under inga omständigheter skall komma att lida av syrebrist. Utspädningen måste bli ungefär 29:1. För en fabrik med 2 000 tons dygnsavverkning betyder detta, att recipienten måste ha en vattenföring av c:a 9 m³/s, om avloppsvattnet från fabriken icke skall märkas.

Denna förutsättning är endast sällan uppfylld. Sockerfabrikerna ligga ofta vid obetydliga åar, vilkas vattenföring knappast är tillräcklig för fabriken behov. I dylika fall kan det inträffa, att man använder nästan allt åvattnet i fabriktionsprocessen och sedan släpper ut det igen. Det är givet, att ån då måste bli avsevärt förorenad. Vattendraget kan komma att lida av syrebrist, och dessutom utvecklar sig *Sphaerotilus natans*, som ju karakteriseras av ett starkt syrebehov.

Avloppsvattnets behandling.

Sväm- och tvättvattnet renas därigenom, att den uppslammade jorden får sedimentera i stora, med jordvallar inhägnade bassänger. Renings-effekten beror på den i vattnet uppslammade jordens beskaffenhet. Om den till större delen består av sand, avskiljes den lätt, men om den innehåller mycket lera, är reningsprocessen svårare att genomföra. Den finaste leran torde under alla omständigheter följa med det renade vattnet ut i recipienten. I vanliga fall kan man räkna med en reningsverkan av c:a 95 %, och per 1 000 ton betor skulle alltså 2·4—4·5 ton jord ej avskiljas.

Diffusions- och pressvattnet befrias först genom filtrering från fin, uppslammad betmassa, s. k. pylp. De mängder, som härvid frånskiljas, kunna uppgå till 3 ton per 1 000 ton betor. Pylpen består till största delen av organisk substans.

Från filterna går vattnet i vissa fall direkt ut i recipienten. Vid åtskilliga fabriker finnas emellertid stora jäsbassänger, där det är meningen, att vattnets organiska beståndsdelar delvis skola nedbrytas. Sockret förjäses t. ex.

till bl. a. smörsyra. Dessa jäsbassänger ha i flera fall gjorts så stora, att vattnet kan kvarhållas under en längre tid och först så småningom matas ut i recipienten, vilket medför, att en eventuell skadeverkan kan minskas högst avsevärt. En dylik anläggning med en yta av sammanlagt 31 ha finnes vid sockerfabriken i Staffanstorp, men det är endast i undantagsfall möjligt att kunna disponera över utrymmen av sådan storleksordning.

På ett par ställen renas vattnet genom att ledas över silfält. Vid sockerfabriken i Skivarp finnes ett dylikt omsorgsfullt dränerat fält om 3 ha. Denna metod kan emellertid tillämpas endast i sällsynta undantagsfall, enär ett silfält för att vara effektivt måste vara anlagt på lämplig jord. I Skivarp har det visat sig, att fältets genomsläpplighet minskas under kampanjen, trots att det plöjes upp varje år.

Effekten av dessa försök att rena diffusions- och pressvattnet kan för närvarande ej bedömas fullt tillförlitligt. Jäsdammar av måttlig storlek torde ha ringa verkan, beroende på att den biologiska nedbrytningen hämmas, när den av sockret bildade smörsyran surgjort lösningen. Om dammarna göras mycket stora, kan man emellertid vänta sig, att en beaktansvärd rening sker. Om silfält skola göra verklig nytta, måste de vara ofantligt stora. Det kan räcka med att påpeka, att man enligt engelska uppgifter vid ytirrigation kan kontinuerligt släppa ut endast 12—25 m³ vanligt kloakvatten per ha och dygn. Om silfältets beskaffenhet är den bästa tänkbara, kan man belasta det med 115—230 m³/ha-d. I Skåne kan man knappast räkna med annat än ytirrigation, och man skulle då för rening av press- och diffusionsvattnet från en 1 000 tons fabrik behöva 60—125 ha, om man gör det osannolika antagandet, att detta vatten icke är mer förorenat än kloakvatten. I verkligheten torde mångdubbla arealen erfordras.

Slamvällingen pumpas ut till bassängerna, där slamkalken får sätta sig och slamkalkvattnet dekanteras av. Detta släppes ibland direkt i recipienten, men hålles i andra fall i cirkulation mellan fabriken och bassängerna. Om fallvattnet är mycket hett, brukar man kyla det på graderverk.

Avloppsslammets behandling.

Jorden och slamkalken få vanligen ligga kvar i de bassänger, där de avsatt sig. Vid vissa fabriker måste man emellertid på grund av bristande utrymme årligen tömma bassängerna. En del av jorden och den övervägande delen av slamkalken användes av jordbrukarna som jordförbättringsmedel.

Kostnader.

Kostnaderna äro svåra att skilja från de vanliga driftkostnaderna. De uppskattas av fabriken till mellan 20 och 100 kr per 1 000 ton betor. Engångskostnaderna för reningsanordningarna äro ofta högst betydande, 100 000 kr och därutöver.

Brister och önskemål.

Det har redan antytts, att de hittills använda reningsmetoderna icke äro fullt tillfredsställande, och det har under årens lopp ej saknats försök att förbättra dem eller ersätta dem med helt nya metoder. Denna uppgift är emellertid svår att lösa, dels därför att diffusions- och pressvattnet är så starkt förorenat, dels därför att socker är betydligt svårare att oxidera än de substanser, som finnas i vanligt kloakvatten.

Framför allt i England men även i Tyskland har man genom omfattande experiment försökt ta reda på, om de moderna biologiska reningsmetoderna kunna användas även för sockerfabriker. Engelsmännen ha vid försök i full skala funnit, att man i droppbäddar kan oxidera upp till 90 % av den i diffusions- och pressvattnet befintliga organiska substansen, om vattnet spädes så starkt, att det innehåller högst 0.1 % socker, om bädden har en höjd av 1.8 m och om man icke behandlar mer än 600 l vatten per m³ bäddmaterial och dag. Detta innebär, att man för en fabrik med 1 000 tons dygnsavverkning enbart för dessa vatten skulle behöva 3 800 m³ bäddmaterial samt att bäddarna skulle uppta en total yta av ungefär 2 100 m². Det är alltså uppenbarligen ekonomiskt omöjligt att tillämpa detta förfaringssätt.

Förfarandet med aktivt slam är svårare att bedöma. Några i utlandet utförda försök visa, att man måste lufta ett pressvatten med 0.1 % socker i ungefär ett dygn för att få en reningsverkan av 90 %. Detta innebär, att reningsanläggningen för en 1 000 tons fabrik måste ha en volym av c:a 2 300 m³.

I Tyskland har utarbetats det s. k. »Gärfaulverfahren». Diffusions- och pressvattnet underkastas först en sur jäsning, så att sockret övergår till organiska syror. Sedan syrorna neutraliserats med kalk, börjar en förruttelseprocess, som förstör de organiska ämnena, så att enligt uppgift i gynnsamma fall en reningsverkan av c:a 95 % kan uppnås. För en fabrik med 1 000 tons daglig avverkning erfordras jäsbassänger med c:a 3 000 m² area och minst 2 m djup. Kalkförbrukningen torde uppgå till c:a 1 ton bränd kalk per dag.

Under kampanjen 1938 utfördes försök med denna metod vid saftstationen i Gärsnäs. På grund av att vattnets temperatur var för låg, kunde emellertid förruttelsen icke komma i gång, och man kunde därför icke bedöma, om förfarandet är lämpligt hos oss.

Den radikalaste lösningen av problemet skulle givetvis vara att ta tillbaka allt avloppsvatten till fabriken och på så sätt förhindra, att avloppsvatten alls släppes ut i recipienten. Denna »återtågning» praktiseras på sina håll i Tyskland och har försökts även hos oss.

Sväm- och tvättvattnet återtages på grund av vattenbrist regelbundet vid en del fabriker i Sverige. Det har därvid visat sig, att vattnet på grund av anhopning av organisk substans ganska snart börjar sprida en besvärande lukt, som kan göra arbetet i fabriken mindre behagligt, men denna olägenhet torde kunna undvikas, om vattnet regelbundet ända från kampanjens början försättes med klor före inträdet i fabriken. Minst 8 à 10 gr klor torde erfordras per m³ vatten.

Slamkalkvattnet kan utan olägenhet hållas i cirkulation mellan fabriken och slamdammarna och på så sätt hindras från att komma ut i recipienten. Återtagning av diffusions- och pressvatten är betydligt svårare och dyrbarare att genomföra. Omfattande försök, som utfördes vid sockerfabriken i Trelleborg under kampanjen 1935, visade, att en fullständig återtagning medför, att den renade sockersaftens kvalitet blir avsevärt försämrad, samt att sockerutbytet sjunker. Under år 1938 utförda försök ha visat, att man genom partiell återtagning kan minska den genom avloppsvattnet borttransporterade sockermängden med ungefär 50 %, utan att sockerutbytet försämraras. Det finnes emellertid en viss sannolikhet för, att de renare safterna bli mörkare och råsockrets kvalitet lägre, än om återtagning icke praktiserats. Förfarandets fördelar och nackdelar kunna därför ännu icke anses tillfredsställande utredda. Att förfarandet kunnat tillämpas i Tyskland sammanhänger därmed, att fabriken där arbeta under speciella ekonomiska förutsättningar, som ej föreligga hos oss.

Sockerraffinering.

Det renade sockret, raffinaden, framställes i raffinaderierna. I dessa tvättas råsockret samt löses sedan i vatten. Lösningarna renas genom filtretas genom kiselgursskikt eller över benkol samt indunstas sedan, så att sockret kristalliserar ut i ren form. Det avdunstade vattnet förtätas i kondensorer, där liksom i råsockerfabrikerna fallvatten erhålles. Detta är ej förorenat av annat än små spår av ammoniak och är därför fullständigt ofarligt. Vid tvättning av benkolfiltren erhålles utsötningsvatten, som innehåller något socker, men dess mängd är så liten, att det ej kan förorsaka några olägenheter.

Mängden avloppsvatten varierar i de olika raffinaderierna mellan 20 och 66 m³ per ton förarbetat råsocker.

9. Stärkelsefabriker och potatisbrännerier.

Av laborator STEN VALLIN.

Avloppsvatten från stärkelsefabriker.

Fabrikationsprocess.

Stärkelse framställes av potatis, vete, ris eller majs. För svenska förhållanden ifrågakommer nästan uteslutande det förstnämnda råmaterialet, varför här hänsyn tages endast till potatisstärkelsefabriker. Huvudparten av de svenska c:a 150 stärkelsefabrikerna äro smärre sådana, som ofta drivas direkt av mindre sammanslutningar av jordbrukare. En del större stärkelseindustrier finnas dock. Flertalet stärkelsefabriker äro belägna i södra och sydöstra Sverige.

Av potatisen utvinnes blott ungefär 25 % av substansen i form av stjär-

kelse. Bortsett från den s. k. reven, som i regel tillvaratages och användes som foder, avgår resten med avloppsvattnet. Den för en stärkelsefabrik behövliga vattenmängden uppgår ungefär till 10 ggr vikten potatis — alltså på 1 000 kg potatis 10 m³ vatten. I fabriken blir den första processen rengöring och tvättning av potatisen i mekaniska tvättmaskiner. Normalt räknar man med en kvantitet vidhäftande sand och jord uppgående till 4 à 6 % av potatisvikten. Tillfälligtvis kan emellertid smutsmängden stiga ända till 20 % i samband med nederbörd vid potatisupptagningen. Från potatistvätten härstammar således tvättvattnet, huvudsakligen förorenat av sand och jord men även av potatisskal, potatisbitar som avslagits i tvättmaskinen, groddar m. m.

Sedan rives potatisen i speciella maskiner till en gröt eller välling innehållande stärkelsekorn, cellväggar och skalfragment (kork- och cellulosa-substans). Denna rivmassa utspädes och spolats rikligt med vatten — för 1 000 kg potatis beräknas 4—6 m³ — och får samtidigt passera ett system av silar, genom vilka stärkelsekornen följa med vattnet, medan cellväggar, ej sönderrivna hela celler, skalfragment m. m. avskiljas på silarna och utgöra den s. k. reven. Vattnet med stärkelsen ledes till stora kar, där stärkelsen avsätter sig på botten. Under hela denna process uppstår det s. k. fruktvattnet, vilket, till följd av sin halt av huvudsakligen löst organisk substans från potatisen, utgör det ur föroreningssynpunkt menligaste avloppsvattnet från fabriken. Fruktvattnet innehåller per 1 000 l ungefärligen

6 300	gr organisk substans, varav
2 400	gr socker
900	gr äggviteämnen
2 000	gr oorganisk substans, varav
1 100	gr kali
350	gr fosforsyra
100	gr kalk

Från avsättningskaren överföres den ännu något missfärgade stärkelsen till tvättkaren och rentvättas här ytterligare med 1—1.5 m³ vatten per 1 000 kg potatis. Detta stärksetvättvatten kan till sin karaktär betecknas som ett utspätt fruktvatten.

Reven från silarna, som i regel användes som fodermedel, uppsamlas i en grop eller en cementerad stenbassäng, från vilken en mindre mängd förorenat vatten avrinner. Den kan också befrias från en del av sin vattenhalt genom pressning — varvid erhålles revvattnet till en mängd av ungefär 500 l per 1 000 kg potatis.

Avloppsvattnets föroreningsverkan.

När stärkelsefabrikerna äro belägna vid mindre vattendrag, kan föroreningen bli avsevärd och medföra obehag genom igenslamning, uppträdande av dålig lukt m. m. Till följd av sin halt av kolhydrat eller socker går avloppsvattnet till en början lätt i sur jäsning och bildar mjölk- och smörsy-

ror. Sedan denna process gått till slut, vidtaga de egentliga förruttelseprocesserna, då bl. a. äggviteämnena sönderfalla under bildning av illaluktande föreningar, i första hand vätesavla. Vid otillräcklig utspädning i vattendraget uppträder stark syrebrist eventuellt med åtföljande fiskdöd. Särskilt starkt påverkas mindre vattendrag på slättområdena med stagnerande lugnvatten, där vätesvavlebildningen gynnas och vattnet kan bli starkt illaluktande och ofta svartfärgat genom uppkomsten av svaveljärn. Riklig påväxt av smutsvattensvamp i åloppet nedanför avloppen uppträder även i relativt stora recipienter.

Avloppsvattnets föroreningsverkan kan lämpligen angivas såsom dess biokemiska syreförbrukning (BS). Denna utgör för kloakvatten i medeltal 200—300 mg/l. Motsvarande värde från en svensk stärkelsefabrik utgjorde för tvättvattnet efter jordavsättningsbassängen 1 500 mg/l och för fruktvattnet direkt 16 500 mg/l.

Då vattenmängden i viss utsträckning växlar vid olika fabriker för enhet bearbetad potatis, kunna dessa värden från en enstaka undersökning dock ej göra anspråk på att anses som representativa för stärkelsefabrikerna.

Avloppsvattnets behandling.

Stärkelsefabrikerna äro i gång endast under en begränsad del av året — september—januari. Dels med hänsyn härtill, dels beroende på att de i regel äro smärre företag kunna mera dyrbara reningsanläggningar, t. ex. biologiska bäddar eller liknande, av driftekonomiska skäl knappast ifrågakomma.

För att förhindra onödig igenslamning och uppgrundning av vattendraget bör tvättvattnet i första hand, och detta vid alla anläggningar oberoende av vattendragets storlek, befrias från det fasta avfallet bestående av jord och sand samt skal- och potatisrester. Detta sker i avsättningsbassänger, lämpligen utförda av betong eller cementerad sten, eller, där terrängförhållandena så medgiva, i grävda bassänger. Särskilt i det senare fallet är det nödvändigt, att bassängens volym är tillräckligt stor för hela stärkelsekampanjens behov, enär tömning av bassängen under kampanjen erbjuder svårigheter. Användas murade bassänger med otillräcklig volym, böra dessa avdelas i två eller eventuellt tre fack, som kunna användas alternerande under kampanjen. För att underlätta tömningen av den vattenblandade jorden bör en silanordning vara inbyggd i den bassängvägg, där vattnet avledes. Även vid huvudavloppet från bassängen är det lämpligt att anbringa galler för att förhindra, att skalrester m. m. medfölja avloppsvattnet. Fruktvattnet bör avledas för sig vid sidan om bassängen. I annat fall uppstå lätt i denna förruttelseprocesser med åtföljande dålig lukt. Avfallet i bassängerna, som blir anrikat med näringsalter och organisk substans, utköres och utsprides lämpligen på åkerjorden.

Fruktvattnet är, som redan framhållits, det ur föroreningssynpunkt mest svårartade. Till vattenrika recipienter bör det avledas direkt i så färskt tillstånd som möjligt. Större avsättningsbassänger böra undvikas för

att förhindra, att det går i jäsning eller förruttelse, innan det utsläppes. Smärre dylika bassänger, med en uppehållstid av några få timmar, kunna dock ibland vara av värde för ernående av en viss utjämning i avrinningen till recipienten. Avloppsledningarna såväl för fruktvattnet som för det avslammade tvättvattnet böra icke mynna i själva strandkanten utan förlängas ett stycke ut i vattendraget. Härigenom ernås en snabbare utspädning av avloppsvattnet samt undvikes en lokal mer eller mindre stark förorening utmed stranden.

Ifrågakomma smärre recipienter, bli nu nämnda åtgärder ej tillräckliga, utan biologisk rening måste tillgripas. Härför ifrågakommer först och främst översilning av lämplig åkermark, varvid jorden återfår de värdefulla gödningsämnen, bl. a. i form av fosforsyra, kväve och kali, som med potatisen fräntagits densamma. Då fabrikerne i regel äro belägna på landsbygden, torde också oftast lämpliga områden för dylik översilning vara tillgängliga. I första hand skall fruktvattnet ifrågakomma för rening genom översilning. Står tillräcklig areal till förfogande, bör emellertid även det avslammade tvättvattnet behandlas på detta sätt. De översilade fälten lämna sig bra för förnyad odling av potatis. Även översilning av vallar och ängsmarker är lämplig och bidrar till en ökad avkastning av fodergräs. Förefinnes sandjord i närheten av fabriken, kan också direkt markfiltrering tillgripas och efter invallning och eventuell dränering ge god rening. Betydligt mindre areal än vid översilningen erfordras, men dylik markfiltrering bör ej anordnas omedelbart intill bebyggelse, emedan besvärande lukt till viss grad ej kan undvikas. Tillgodogörandet av gödningsvärdet i avloppsvattnet bortfaller också härvid i stort sett.

Vid större stärkelseindustri kunna eventuellt ifrågakomma andra metoder för biologisk rening, t. ex. droppbäddar eller anläggningar för rening medelst aktivt slam. Några dylika reningsanläggningar, avsedda uteslutande för en stärkelsefabriks avloppsvatten, synas dock ännu icke ha kommit till användning vare sig i Sverige eller i utlandet.

Avloppsvatten från potatisbrännerier.

I detta sammanhang må också i korthet redogöras för avloppsvattnet från potatisbrännerier.

Potatisen tvättas på liknande sätt som vid stärkelsefabrikerne i speciella tvättmaskiner eller i svämranor. Därefter kokas potatisen under tryck och från denna process erhålles frukt- eller kokvattnet, som innehåller en del organisk substans såsom dextrin, socker, stärkelsekorn och dessutom det giftiga solaninet, som härstammar från skalen. Fruktvattnet är ett koncentrerat avloppsvatten men till sin volym relativt obetydligt. I små recipienter har det ungefär samma verkan som fruktvattnet från en stärkelsefabrik. Efter jäsningen avdestilleras spriten från mäsken. Återstoden, dranken eller vörten, är särskilt för svin ett värdefullt fodermedel och tillvaratages i regel helt. Från jäsningsprocessen härstamma spol- och tvättvatten, som använts

vid jäskarens rengöring, från destillationen liknande tvättvatten samt en större mängd ej eller i varje fall obetydligt förorenat kylvatten.

Tack vare drankens tillvaratagande medföra brännerierna i regel inga större svårigheter ur förorenings synpunkt. Sand och jord samt övriga fasta beståndsdelar i potatistvättvattnet innehållas genom avsättning i grävda eller murade bassänger. Fasta partiklar i kokvattnet kunna avsilas och användas till utfodring tillsammans med dranken. Är recipienten liten, kan dock biologisk rening genom översilning särskilt av kokvattnet visa sig erforderlig.

10. Slakterier.

Av laborator STEN VALLIN.

Avloppsvattnets härkomst och mängd.

Kött- och framför allt fläskproduktionen inom landet har under senare år visat en väsentlig ökning. Samtidigt har utvecklingen av slakterirörelsen i rask takt gått i riktning från ett större antal smärre slakterier till ett mindre antal större enheter i form av andelsslakterier, kooperativa slakterier och olika städers slakthus. Genom denna centralisering av slakterirörelsen i samband med modernisering av driften ha uppnåtts ökade möjligheter att utnyttja avfallet vid slakten för framställning av olika biprodukter och därmed också minska den mängd förorenande substans per slaktenhet, som avgår med spillvattnet. Å andra sidan innebär givetvis tillkomsten av de stora slakterierna en stark ökning av volymen avloppsvatten, som skall tillföras ett vattendrag på en och samma punkt. Upp emot 1 000 djur per slaktdag kan numera förekomma vid vissa av våra slakterier. På grund härav måste också kraven på rening av avloppsvattnet ställas högre.

Utom lokaler för själva slakten förekomma vid de större slakterierna avdelningar för tarmrenseri, fettavskiljning och tillverkning av mjöl av ben och annat fast avfall, indunstning av blod till blodmjöl, avdelning för saltning, t. ex. för produktion av exportfläsk för framställning av bacon, för smältning av fett, tillverkning av korv och andra charkuterivaror.

Avloppsvattnet från ett slakteri härstammar således från olika avdelningar. Transport av slaktdjuren till ett slakteri äger numera i regel rum med järnvägsvagn eller lastbil. Vid rengöring av transportvagnarna utrensas först spillning och halm, som lämpligen kan borttransporteras för kompostering eller direkt gödsling. Vagnarna måste därefter noggrant spolas och rengöras med vatten och sedermera med sodalösning och lämplig desinfektionsvätska. För varje vagn kan beräknas åtgå c:a 1 m³ vatten. Den huvudsakliga avloppsvattenmängden från ett slakteri utgöres av spolvatten, skölj- och tvättvatten från golv och apparater inom de olika avdelningarna. Huvudparten av avloppsvattnet utsläppes under slaktdagarna, i regel 3 ggr i veckan. Detta vatten innehåller rester av blod, fett och inälvsdelar, köttslamsor, urin

och exkrement. Från specialavdelningarna härstamma visserligen mindre volymer men i gengäld ofta mycket starkt organiskt förorenat spillvatten, så t. ex. autoklavvätskan från benmjöls- och destruktionsanläggning, kokvattnet vid korvfabrikation. Avloppsvattnet innehåller huvudsakligen äggviteämnen och fett, dels i löst dels i fast form. Kolhydrat förekommer däremot blott i mindre mängd.

Vattenförbrukningen växlar inom ganska vida gränser för olika slakterier. Man torde kunna räkna med 200—400 l per slaktat mindre djur (svin, kaly, får) och 500 à 600 l per storboskap. I de moderna storslakterierna, där största möjliga renlighet givetvis är påkallad, torde vattenmängdssiffrorna ligga något högre per slaktdjur. För ett par olika svinslakterier kan följande årsförbrukning av vatten angivas:

1.	180 000 svin	52 000 m ³
2.	80 000 svin	25 000 m ³

Slakteriavfallets föroreningsverkan.

Hygieniska obehag såsom dålig lukt, flugplåga m. m. uppträda lätt vid ett slakteri, om icke avlopp och avsättningsbrunnar eller -bassänger anordnas och skötas rationellt. Ofta blir det nödvändigt att bortföra slammet från bassängerna efter varje slaktdag. Endast helt slutna transportvagnar böra ifrågakomma.

Genom sin fetthalt åstadkommer avloppsvattnet lätt avsättningar, som eventuellt tillsammans med fast avfall i form av köttslamsor, inälvsdelar, tarmstycken, senor m. m. lätt sätta igen ledningar och brunnar. Fett och fast avfall, som utsläppas i vattendragen, medföra stark förorening i form av fettbeläggning på vattnet och strandvegetationen samt illaluktande vätesvavlebildande bottenavlagringar.

Till följe sin halt av lättsönderdelbara äggviteämnen, i främsta rummet blodets beståndsdelar, utgör slakteriavloppsvattnet ett utmärkt substrat för bakterier och andra mikroorganismer och går synnerligen snabbt i sönderdelning och förruttelse. I recipienten kan avloppsvattnet på grund härav, om icke utspädningen är mycket stark, medföra syrebrist, förskämning av vattnet genom vätesvavlebildning och svamppåväxt.

Avloppsvattnets föroreningsverkan på vattendraget kan lämpligen anges genom dess biokemiska syreförbrukning (BS). För normalt kloakvatten från ett samhälle med en specifik kloakvattenavrinning av 300—200 l/p-d uppgår BS till 200—300 mg/l för obehandlat och till 120—180 mg/l för avslammat kloakvatten. För ett slakteriavloppsvatten som befriats från fasta beståndsdelar kunna följande siffror från olika slakterier nämnas: 1 435, 1 775 och 2 350 mg/l, motsvarande ett medelvärde av c:a 1 850 mg/l. För ett mindre slakteri, där blodet ofta ej tillvaratages utan får gå med i avloppsvattnet, stiger detta värde till c:a 4 000 mg/l, varför sådant avloppsvatten har ungefär dubbelt så stark föroreningsverkan per volymerhet. Vätskan från autoklaverna (destruktionsvatten) är synnerligen koncentrerad, i det att dess BS enligt K. ERIK JENSEN uppgår till ej mindre än c:a 70 000 mg/l. Trots sin

relativt ringa volym har detta vatten, om det utsläppes, ungefär samma föroreningsverkan som allt det övriga avloppsvattnet från slakteriet.

Anger man föroreningsverkan som s. k. folkmängdsekvivalent, motsvarar enligt av IMHOFF refererade amerikanska undersökningar

1 st slakt. storboskap	c:a 70 personer
1 st slakt. svin, kalv, får	c:a 30 personer

Dessa värden på folkmängdsekvivalenten torde avse det obehandlade avloppsvattnet från sådana slakterier, där blodet ej tillvaratages och där avloppsvattnet överhuvud taget är starkt koncentrerat.

Verkan av avloppsvattnet från ett av våra större andelsslakterier kan i enlighet med dessa siffror jämföras med verkan av det obehandlade kloakvattnet från en stad med 20 à 25 000 invånare

Reningsåtgärder.

De primära åtgärderna för motverkande av olägenheter genom avloppsvattnet från slakterier äro avfallsprodukternas innehållande och utnyttjande i största möjliga utsträckning för framställande av biprodukter. Fett utvinnes av ben och fast avfall genom behandling i autoklaver, varvid även benmjöl erhålles. Med skölj- och spolvatten avgående fett- och inälvsslamsor avskiljas i speciella fettavskiljare, brunnar och bassänger antingen var för sig eller i gemensamma avsättningsbassänger för fett och sjunkslam. Olika typer av dylika anläggningar ha kommit till användning. För smärre slakterier kunna golvbrunnar inom själva lokalerna med upplyftbara korgar eller cylindrar av metallduk vara lämpliga. Dessa måste givetvis tömmas och rengöras omedelbart efter varje slakt. Avfallsfettet kan utnyttjas vid fabriker för framställning av såpa, smörjoljor och liknande produkter. Det genom avsättningen avskilda avfallet utköres ofta direkt till åkrar för gödsling, varvid omedelbar nedplöjning bör utföras. Skall avfallet komposteras, bör detta ske på betryggande avstånd från bebyggelse. Därvid kan det lämpligen blandas upp antingen med sopavfall eller gatsmuts, som har stark förmåga att suga till sig vätskan, eller med torvströ, samt dessutom helst lämplig mängd kalk. De mera tjockflytande avfallsvätskorna från autoklaver m. m. kunna behandlas på liknande sätt, d. v. s. indunstas tillsammans med kalk, varvid ett näringsrikt gödningsämne erhålles.

Av blodet utnyttjas blott en mindre del och praktiskt taget uteslutande grisblod som människoföda. Resten av det blod, som kan innehållas, bör indunstas för framställning av blodmjöl. Även för mindre slakterier finnas numera (i Tyskland) lämpliga vakuumpapparater för indunstning av blodet. Blodmjöl är ett näringsrikt foderämne. Genom indunstning av blodet tillsammans med kli eller melass erhålles också ett högvärdigt kraftfoder med en halt av över 30 % äggviteämnen.

Nu relaterade åtgärder för innehållande av avfallsämnen vid ett slakteri böra i en eller annan form komma till användning vid alla slakterier oberoende av om avloppsvattnet tillföres ett samhälles kloaknät eller utledes separat

till recipienten. Är slakteri, som kanske oftast är fallet, beläget inom samhälle, är det lämpligt att avloppsvattnet, sedan det befriats från fett och grövre fast avfall, avledes till samhällets kloaknät. Är slakteriet stort i förhållande till samhället, kan detta emellertid lätt medföra, att även biologisk rening av det samlade avslammade avloppsvattnet blir nödvändig, vilket annars eventuellt ej varit av behovet påkallat. Varma avloppsvatten från slakteriet böra före utsläppandet i kloaknätet avkylas, enär i annat fall kan riskeras, att förruttnelseprocesser vidtaga, innan avloppsvattnet hinner fram till reningsverket. Vid beräkning av ett reningsverks storlek och effektivitet för ett samhälle, i vars avloppsvatten även ingår slakteriavloppsvatten, böra de ovan nämnda folkmängdsekvivalenterna för föroreningsverkan komma till användning. Undersökningar ha givit vid handen, att vid ett dylikt gemensamt reningsverk ända upp till 50 % av slammet kan utgöras av slakteriavfall utan att dess utrotning störes. Det medför blott en mindre förlängning av den första »sura fasen» i utrotningsprocessen.

Slakterier belägna på landsbygden eller i samhällen utan allmänt kloaknät ha också självständigt avlopp till recipienten. Frågan, i vilken grad rening härvidlag blir nödvändig, är beroende av de lokala förhållandena, i första hand recipientens storlek och självreningsförmåga, och för vilka ändamål vattnet i recipienten skall användas. Under alla omständigheter, även om vattenomsättningen i recipienten är stor, måste slakteriavloppsvattnet före utsläppandet befrias från fett och fast avfall. I en dylik större recipient mineraliseras den lösta substansen snabbt, medan däremot fett och fast avfall ge upphov till mera resistent förorening i form av fettbeläggning på vegetationen och ruttnande bottenavsättningar. Gäller det smärre recipienter eller är av annan anledning effektivare rening nödvändig, måste tillgripas metoder liknande dem, som användas för rening av kloakvatten. Det tekniska utförandet av dylika reningsanläggningar skall här endast mera kortfattat omnämnas, varjämte för slakteriavloppsvatten mera specifika förhållanden noteras.

För mindre slakterier eller där endast mekanisk rening är behövlig kan emscherbrunn med en volym motsvarande 2 à 3 timmars uppehållstid och med förbyggd fettavskiljare ifrågakomma. Filtrering genom lämplig mark (dränerad sandmark) kan komplettera en dylik anläggning. 20 à 30 m³ avloppsvatten per hektar infiltrationsyta kan utsläppas, varvid man dock måste räkna med luktobehag i viss utsträckning. Vid bevattning för vinnande av ökad växtproduktion bör doseringen minskas väsentligt eller till 3 à 5 m³ koncentrerat avloppsvatten per hektar, varvid avloppsvattnet helst samtidigt bör utspädas väsentligt med ej förorenat vatten.

Septisktanksystemet är ej lämpligt, enär det avgående vattnet hinner gå i förruttnelse. Endast under förutsättning att översilning eller markfiltrering på betryggande avstånd från bebyggelse är möjlig, bör detta system ifrågakomma.

Sandbäddar efter slambassänger kunna ifrågakomma för avskiljning av fina slampartiklar.

Kemisk fällning, varvid blod och andra kolloidala ämnen i avloppsvattnet utfällas, användes vid en del slakterier, särskilt i Amerika. Som fällningsmedel ifrågakomma kalk, aluminiumsulfat och järnsulfat, ofta i kombination med varandra. Fällning med aluminiumsulfat efterföljd av filtrering genom koksfilter förekommer åtminstone vid ett slakteri i Sverige. Fällning genom stark klorering förekommer bl. a. vid ett större slakteri i Amerika. Fällningsmetoden är visserligen relativt billig i anläggning men ganska dyrbar i drift. Så länge de utfällda äggviteämnena endast användas för gödslingsändamål, får metoden anses väl dyrbar för våra förhållanden. I den mån tekniken går framåt och de värdefulla utfällda äggviteämnena kunna förärbettas till närings- och fodermedel, kan emellertid fällningsmetoden bli mera aktuell. Reningsverkan uppgår till 60—70 %.

Ännu effektivare rening erhålles emellertid genom **biologisk rening**. Utom de redan nämnda metoderna med bevattning och markfiltrering förekommer — tills vidare ej i Sverige — rening av slakteriavloppsvatten i biologiska bäddar eller enligt aktivt slammetoden. Vid rening i biologiska droppbäddar — för undvikande av lukt och flugplåga lämpligen inbyggda och utrustade med anordningar för genomluftning — måste avloppsvattnet vara väl förrenat från slam och fett och dessutom utspädas med ej förorenat vatten (t. ex. kylvatten) 3 à 5 ggr, om processerna i bäddarna skola förlöpa tillfredsställande. Aktivt slammetoden har visat sig lämplig och effektiv och kommit till användning bl. a. i Holland enligt KESSENER'S förfarande med luftning medelst roterande borstvalsar, i Amerika och England med luftinblåsning vid botten av bassängerna. Aktivt slammetoden är mindre känslig för noggrann förrening från fett och fast avfall än förfarandet med droppbäddar, och utspädning är ej heller nödvändig. Särskild bassäng för slamavsättning efter reningen är nödvändig. Reningsverk enligt denna metod äro dock relativt dyrbara i anläggning. Kostnaden kan för ett slakteri om 200 djur per dygn beräknas till c:a 40 000 kr.

Litteratur.

För närmare uppgifter beträffande rening av slakteriavloppsvatten kan hänvisas till följande arbeten:

1. Handbuch der Lebensmittelchemie. Technologie des Wassers. Bd 8, del I.
2. JENSEN, K. ERIK: Rensning af afløbsvand fra mejerier og slagterier. Den tekniske forenings tidskrift. Aarg. 57, 1933.

11. Mejerier.

Av laborator STEN VALLIN.

Mjolkproduktionen och mejerihanteringen i Sverige ha under senare år varit stadda i stark utveckling, karakteriserad bl. a. av anläggning av moderna mejerier, som oftast äro avsedda för betydligt större mjölkkvantitet

än tidigare. Medan mjölk mängden för något tiotal är tillbaka sällan översteg 10 000 l per dag, uppgår den numera vid ett stort antal moderniserade eller nybyggda mejerier till 25 000 l per dag eller därutöver och vid några stormejerier till 50 000 l eller mera. Trots den starkt ökade mjölkproduktionen i landet har antalet mejerier minskats från 1 673 år 1928 till 1 370 år 1936. Av dessa voro 724 andelsmejerier, 494 s. k. uppköpsmejerier och återstoden smärre gårdsmejerier. Genom denna centralisering och ökning av driften vid mejerierna har också avloppsvattenfrågan blivit alltmera brännande.

Mjölkproduktion.

Enligt Svenska mejerikalendern 1939 uppgick Sveriges totala årliga mjölkproduktion till c:a 4 700 milj. kg. I mejerierna behandlas mjölken för direkt konsumtion, framställning av smör, ost, kondenserad mjölk, torrmjolk m. m. Vidare tillkommer mjölkens utnyttjande till utfodring av djur. Mjölkens användning för olika ändamål fördelar sig enligt Svenska mejerikalendern på följande sätt:

Mjolk- och gräddkonsumtion	1 700 milj. kg/år
Beredning av mejerismör	1 765 » »
» » landssmör.....	270 » »
» » ost i mejerier.....	340 » »
» » » hos andra	30 » »
Kondenserad mjölk, torrmjolk m. m.	15 » »
Utfodringsändamål	580 » »
Total mjölkproduktion	4 700 milj. kg/år

Avloppsvattnets mängd.

Vid mejeridriften förbrukas normalt en vattenmängd uppgående till 2 à 4 ggr den invägda mjölk mängden. Av vattenförbrukningen åtgår en väsentlig del — under sommaren upp till 80 % — till kylvatten, vilket normalt ej eller i varje fall endast obetydligt förorenas och således, om det ej blandas med det övriga avloppsvattnet, kan utsläppas direkt till recipienten. Även bortsett från kylvattnet varierar dock vattenmängden starkt vid olika mejerier. Som exempel kunna lämnas följande uppgifter enligt JENSEN över avloppsvattnets mängd per 1 000 kg mjölk vid några danska mejerier.

Kylvatten inräknat.

1. 20 % konsumtionsmjölk, 80 % smör 4.0 m³

Kylvatten ej inräknat.

2. 20 % konsumtionsmjölk, 40 % smör, 40 % ost 2.25 »
 3. 100 % smör 0.92 »

För svenska förhållanden torde man i genomsnitt få räkna med en volym förorenat avloppsvatten (alltså utom kylvattnet), som är lika med eller något understiger 1 m³ per 1 000 kg mjölk. Vid stora moderna mejerier torde den-

na vattenmängd dock vara något större. 1.5—2 m³ per 1 000 kg mjölk anges som regel för dylika mejerier enligt uppgifter i den utländska litteraturen (Tyskland, Amerika).

Avloppsvattnets härkomst.

I. *Kylvatten.* Normalt ej förorenat. Kan dock tillfälligtvis förorenas av smörjolja.

II. *Skölj-, spol- och tvättvatten* utgöra den till volymen väsentliga delen av det förorenade avloppsvattnet. Detta vatten härstammar från

1. Silar och slamcentrifuger. Vid rengöring av dessa följa mjölkslém, damm och andra smutspartiklar med i avloppsvattnet.

2. Diskvatten från rengöring av mjölkkanorna. Innehåller den mjölkrest, som stannar kvar efter kannans tömning.

3. Spillmjölk inom driften, bl. a. från utmätning av skummjölken.

4. Spolvatten från maskineriet.

5. Mindre överskott av skummjölk torde ibland utsläppas.

III. Smörtillverkningen.

1. Kärnmjölk — mindre överskott torde ibland utsläppas.

2. Smörsköljvatten.

a. Första: Tillvaratages i regel tillsammans med kärnmjölken.

b. Andra: Utsläppes med avloppsvattnet.

3. Spol- och diskvatten från smöravdelningen.

IV. Osttillverkningen.

1. Vassla. Till sin volym något understigande mängden använd mjölk. Ca 95 % av vasslan kan tillvaratagas och utnyttjas som fodermedel m. m. Särskilt vid större mejerier inom mellersta och norra Sverige utsläppes emellertid en väsentlig del av vasslan med avloppsvattnet. Återstående 5 % av vasslan utgöres av

2. Pressvassla, som utsläppes med avloppsvattnet.

3. Spol- och diskvatten från ostavdelningen.

4. Diskvatten från rengöring av pannorna vid mesosttillverkning. Jämförelsevis obetydlig mängd.

Avloppsvattnets föroreningsverkan.

Avloppsvattnet från ett mejeri innehåller således utom viss mängd smutsämnen övervägande mjölkrester, i vilka väsentligen ingå fett, äggviteämnen och mjölksocker. Om mängden mejeriavloppsvatten är relativt stor i förhållande till det vattendrag, där avloppsvattnet utsläppes, uppstår stark förorening. Till följd av halten av mjölksocker igångsätter först sur jäsning och snart därefter vidtagna de direkta förruttelseprocesserna, vilka särskilt på grund av äggviteämnena medföra bildning av illaluktande ämnen, i första hand vätesavla. Utom direkt slamavlagring uppträder i vattendraget påväxt av svavelbakterier, bakteriezoogloea, trådbakterier och svampar. Samtidigt förbrukas åvattnets syre och mer eller mindre fullständig syrebrist med alla dess konsekvenser blir följden.

Tidigare har avloppsvattnet från de då i regel mindre mejerierna medfört huvudsakligen hygieniska olägenheter. Förskämning och dålig lukt från öppna diken eller närliggande bäckar, i vilka avloppsvattnet utleddes, har varit det mest framträdande obehaget. Dylika obehag torde också väsentligen ligga till grund för bestämmelsen i mejeristadgan av år 1936 3 § 10 mom., att »avlopp från mejeri skall i sluten ledning dragas till sådant avstånd från mejeriet och i övrigt anordnas på sådant sätt, att driften i mejeriet icke ofördelaktigt påverkas». I många fall ha därför åtgärder mot mejeriförorening bestått just i anläggande av längre eller kortare slutna avloppsledningar, och då ej sällan ända fram till närmaste å. Var det tidigare öppna diket långt, ett på slättbygderna ganska vanligt förhållande, var också självreningen i detta dike av ganska väsentlig betydelse. Genom anläggande av slutna ledningar ha visserligen luktobehagen från diket försvunnit, men samtidigt har självreningen praktiskt taget eliminerats och föroreningsverkan i ån har tydligt ökat. Särskilt genom mejerirörelsens centralisering till allt större mejerier har också föroreningen fått ökad omfattning i ett flertal vattendrag. Man har icke blott nämnda mera direkt hygieniska obehag att räkna med. Jordbrukare med ägor vid en förorenad å lida av att vattnets användbarhet till dryck åt djuren, tvätt m. m. mer eller mindre sättes i fara. Fiskdöd eller annan skadeverkan ur fiskerisympunkt förorsakas numera ej sällan av mejeriovloppsvatten. Kräftbeståndet försvinner på en allt längre sträcka nedströms om mejeriovloppet m. m. Säkerligen äro mejerierna i detta hänseende mest märkbara inom slättområdena, där de ligga tätare och där recipienten ofta utgöres av någon mindre långsamflytande å, som dessutom i regel samtidigt belastas med avloppsvattnen från samhällen och annan industri.

Avloppsvattnets föroreningsverkan anges numera lämpligen såsom dess biokemiska syreförbrukning under 5 dygn vid 20° C (BS). För jämförelse kan nämnas, att i ett samhälle med en specifik kloakvattenavrinning av 300—200 l/p-d det resp. obehandlade, avslammade och biologiskt renade kloakvattnet normalt har ett BS-värde av resp. c:a 200—300, 120—180 och 5—30 mg/l. Givetvis varierar biokemiska syreförbrukningen hos olika mejeriers avloppsvatten starkt, i första hand beroende på använd vattenmängd per enhet mjölk men givetvis även på olikheter i driften. Räknar man enligt ovanstående med en genomsnittlig volym avloppsvatten (bortsett från kylvattnet) lika med mjölmängden, alltså per 1 000 kg mjölk 1 m³ avloppsvatten, ligger enligt litteraturuppgifter BS-värdet ungefär mellan 2 000 och 3 000 mg/l. Vidare kunna följande BS-värden anföras för

Sötmjök	c:a 120 000 mg/l
Skummjök	60 000—70 000 »
Vassla	30 000—40 000 »

Av sistnämnda värde för vasslan framgår, hur oerhört starkt avloppsvattnets föroreningsverkan ökar i och med att vasslan utsläppes i recipienten. Anger man föroreningsverkan som s. k. folkmängdsekvivalent, mot-

svarar enligt av IMHOFF refererade amerikanska undersökningar mejeriavloppsvattnet för 1 000 kg mjölk per dygn en folkmängd av 240 personer. Avloppsvattnet från ett mejeri, som avverkar 25 000 kg mjölk per dygn, är således lika starkt förorenande som kloakvattnet från ett samhälle med 6 000 invånare, varvid dock bör påpekas, att denna föroreningsverkan är begränsad till den relativt korta del av dygnet (c:a 5 timmar), då huvudparten av mejeriavloppsvattnet utsläppes. Det väsentliga arbetet vid ett mejeri är i regel avslutat redan vid 12-tiden på dagen, då en grundlig spolning och rengöring av lokaler och apparater äger rum.

Reningsåtgärder.

De primära åtgärderna för motverkande av olägenheter genom avloppsvattnet från mejerier äro desamma som i fråga om andra livsmedelsindustrier, d. v. s. de gå ut på att i görligaste mån minska förluster av råmaterial, i detta fall alltså mjölken, samt att så fullständigt som möjligt utnyttja de avfallsprodukter, som ha något värde, härvidlag i främsta rummet vasslan vid oststillverkningen. När det gäller storleken av förlusterna i form av spill vid invägning, ofullständig tömning av mjölkkanorna, fel vid utmätning av skummjölk m. m., synas inga säkra siffror föreligga. En ingående undersökning på denna punkt skulle således vara synnerligen önskvärd. Att döma av de ovan anförda siffrorna för mjölkens resp. avloppsvattnets föroreningsverkan skulle en förlust av 1 à 2 % av mjölken vara sannolik, även om detta värde troligen är väl högt. Genom modern utrustning av apparater för kannornas tömning, tvättmaskiner för deras rengöring m. m. torde förlusterna kunna nedbringas. Icke minst propaganda hos mejeripersonalen för betydelsen av minsta möjliga mängd spillmjölk under driften torde vara av värde härvidlag. Å ena sidan betyder varje liter mjölk som på så sätt kan innehållas en vinst ur nationalekonomiska synpunkter, å andra sidan betyder varje liter mjölk, som utsläppes med avloppsvattnet i onödan, en ökad föroreningsverkan, som kan bidra till att framkalla krav på mer eller mindre kostsamma reningsåtgärder.

Vasslan utsläppes, såsom tidigare framhållits, i ej obetydlig mängd med avloppsvattnet, särskilt från våra större moderna ostmejerier. Vasslan innehåller bl. a. c:a 50 à 60 kg mjölksocker och c:a 10 kg äggvita per 1 000 l, och med den utsläppta vasslan gå följaktligen stora närings- och fodervärden förlorade, samtidigt som vasslan har en mycket stark föroreningsverkan, vilken endast med omfattande och dyrbara reningsåtgärder kan elimineras. Även ur föroreningssynpunkt bör således målet vara att så fullständigt som möjligt utnyttja vasslan på olika sätt. Huvudparten av den vassla, som användes, avlämnas till mjölkleverantörerna och brukas direkt för utfodring i första hand av svin. Från vissa mejerier lämnas den direkt till egna eller närbelägna större svingårdar, som huvudsakligen äro baserade på vassleutfodring. För ett ostmejeri kunna förhållandena också vara sådana, att vasslan återtages av jordbrukarna under större delen av

året men ej under sommaren, då den utsläppes med avloppsvattnet, d. v. s. just under den årstid, då föroreningsverkan gör sig starkast gällande i vattendraget på grund av hög temperatur och normalt rådande lågvatten.

En mindre mängd vassla användes för framställning av *mesost*.

För den vassla, som ej kan komma till användning på sätt, som nu nämnts, ifrågakommer i första hand indunstning i särskild anläggning vid mejeriet för framställning av hållbart torrfoder. Denna metod praktiseras t. v. särskilt i Tyskland, där utsläppning av vassla numera ej får förekomma. *Torrwassla* framställes genom indunstning under vakuum vid 65° C. Av 1 000 kg vassla erhålles 80—90 kg torrprodukt, som innehåller c:a 10 % äggvita, 55 % mjölksocker och 10 % salter.

Vid framställning av *vasslekli* indunstas vasslan till siraps tjocklek d. v. s. ungefär till $\frac{1}{7}$ av sin ursprungliga volym, varefter den blandas med kli och torkas. Härvid erhålles ett värdefullt och hållbart torrfoder för utfodring av svin, men vasslekliet lär även gärna ätas av kor, får och hästar. Även om framställning av torrfoder ur vassla för svenska förhållanden, särskilt till en början innan det inarbetats på marknaden, ur ekonomiska synpunkter kan ställa sig mindre gynnsam på grund av de relativt höga bränslekostnaderna för indunstningen, måste framhållas, att genom en dylik åtgärd mejerierna kunna slippa en i såväl anläggnings- som driftkostnad dyrbar reningsanläggning, vartill kommer, att vår import av kraftfoder kan minskas i motsvarande mån.

Mindre mängder av vassla kunna också komma till användning för framställning av vissa speciella mjölkprodukter, såsom albumin, kasein, mjölksocker och mjölksyra.

Är mejeri beläget i samhälle med ordnade avloppsförhållanden, är det lämpligt, att mejeriets avloppsvatten, sedan det eventuellt befriats från avsättbara föroreningar, avledes till samhällets kloaknät och reningsverk. Är mejeriet relativt stort i förhållande till samhället, kan biologisk rening av det samlade avloppsvattnet bli nödvändig, om icke recipientens vattenmängd är så stor, att avloppsvattnet mycket starkt utspädes. Enbart mekanisk rening är otillfredsställande, enär, såsom framgår av det förut sagda, den mest förorenande substansen i mejeriavloppsvattnet föreligger i löst eller kolloidal form och således ej är avsättbar. Utgör mejeriavloppsvatten ett väsentligt inslag i kloakvattnet från ett samhälle, är det således nödvändigt att vid planläggning av reningsverk ta hänsyn härtill och icke räkna enbart med mängden utan även med beskaffenheten av det blandade avloppsvattnet.

Några exempel från svenska undersökningar kunna nämnas. Proven ha i samtliga fall tagits på förmiddagen, alltså under den tid på dagen, då utsläppning från mejeriet ägt rum.

1. Samhälle c:a 1 000 invånare. Stort mejeri c:a 45 000 l mjölk per dygn. Vassla utsläppes. Gemensamt avlopp till å. Rening, bortsett från avsättningsbrunnar, förekommer ej. Prov taget i kulvertmynningen vid ån var starkt mjölkfärgat och visade ett BS-värde av 3 650 mg/l. För normalt kloakvatten är som nämnt BS högst 300 mg/l. Föroreningsverkan är således i

detta fall mer än 10-faldig. Det höga BS-värdet visar, att vassla utsläppts vid provtagningstillfället.

2. Samhälle 2 000 invånare. Mejeri 25 000 l mjölk per dygn. Vassla utsläppes ej. Modernt reningsverk för mekanisk rening. Avloppsvattnet till å. Dess BS = 421 mg/l. För avslammat kloakvatten BS = c:a 150 mg/l.

3. Samhälle 2 500 invånare. Mejeri 25 000 l mjölk per dygn. Vassla utsläppes ej. Äldre reningsverk med slamavskiljning och biologisk droppbädd i två alternerande avdelningar. Det till ån avgående avloppsvattnet illaluktande, BS = 749 mg/l. Vid effektiv rening i biologisk bädd borde BS ej ha överstigit 30 mg/l, vilket resultat sannolikt uppnåtts, om enbart kloakvattnet kommit ifråga. Tillskottet av mejeriavloppsvatten betydde således i detta fall en mycket stark överbelastning av den biologiska bädden.

Till följd av sin benägenhet att snabbt övergå i sur jäsning under bildning av mjölk- och smörsyra kan mejeriavloppsvattnet och alldeles särskilt vasslan medföra skada på kloakledningarna i form av syraverkan på betongen. I biologiska bäddar kunna reningsprocesserna fördröjas eller förhindras, om avloppsvattnet blir för surt. HÅASE räknar med att mejeriavloppsvattnet, för att ej verka skadligt i detta avseende, till sin mängd icke bör överstiga 10 à 15 % av kloakvattnets. I annat fall erfordras en neutralisering av mejerivattnet med kalk.

Mejeri beläget på landsbygden eller i samhälle utan ordnade avloppsförhållanden måste ha eget avlopp till recipienten och får då givetvis självt svara för behövliga reningsåtgärder. I hur hög grad rening bör ske, är beroende av de lokala förhållandena, framför allt recipientens storlek och självreningsförmåga, samt av de ändamål, för vilka vattnet i recipienten skall användas. Utgöres recipienten av ett rinnande vattendrag och är den så stor, att utspädningen uppgår till minst 1:150 à 1:200, kan mekanisk rening i regel anses tillräcklig, givetvis under förutsättning att vattendraget ej redan är nämnvärt förorenat. Ifrågakommer utsläppning av vassla, måste utspädningen vara väsentligt större. Den mekaniska reningen utföres i lämplig sedimenteringsbassäng med 2, högst 4 timmars uppehållstid. I denna sjunka grövre smutspartiklar till botten, under det att fettstiger till ytan, där det avskiljes med skumbräda. Fettskiktet på ytan måste ofta bortskaffas. Fettet kan användas som råmaterial för framställning av tvättmedel. Ibland kan det vara fördelaktigt med en utjämningsbassäng, som möjliggör likformig utsläppning under hela dygnet av det under c:a 5 timmar från mejeriet avrinnande avloppsvattnet. För att förhindra, att avloppsvattnet börjar gå i förruttelse i utjämningsbassängen, kan klorering med lämpligt preparat eller luftning ifrågakomma. Även vid utsläppning i en stor recipient är det önskvärt, att utloppsledningen får mynna ett stycke från stranden. Härigenom ernås snabbare uppblandning med recipientens vatten och undvikes lokal förorening utmed stranden nedströms om avloppet. Även vid utsläppning i en sjö är det fördelaktigt att leda ut avloppet ett stycke från stranden till djupare vatten. Är ett mejeri beläget vid ett litet vattendrag eller är effektiv rening av annan anledning nödvändig, måste

liknande metoder tillgripas som de, vilka komma i fråga för kloakvatten. Mejeriavloppsvatten karakteriseras dock av vissa egenskaper, framför allt en tendens att gå i sur jäsning, vilka medföra komplikationer och svårigheter, när det gäller biologisk rening.

I det följande skola anföras några exempel på olika metoder, vilka kunna komma till användning för rening av mejeriavloppsvatten, som icke erhållit tillskott av mera koncentrerade avfallsvätskor såsom vassla eller skummjolk. Kylvattnet bör avledas för sig direkt till recipienten eller till avloppsledningen nedströms om reningsanläggningen. Vid bevattning eller rening i biologiska droppbäddar, där en viss utspädning är önskvärd, gäller dock ej denna regel.

För biologisk rening kan ifrågakomma

1. Bevattning av gräsmark. Ganska stor areal är nödvändig och luktobehag kunna knappast undvikas. De kunna dock nedbringas genom utspädning av avloppsvattnet.

2. Markfiltrering. Vid lämpliga terrängförhållanden och lämplig jordmån — övervägande sand — erfordras för 1 m³ avloppsvatten c:a 350 m² yta. Tilloppsränna av trä eller betong för jämn fördelning över ytan erfordras, likaledes dränering till ett djup av minst 1 m. Det kan också ibland vara lämpligt med utjämningsbassänger före markfiltreringen. Luktobehag torde ej helt kunna undvikas.

3. Septisktanksystemet har ganska länge varit i användning och användes trots vissa nackdelar fortfarande. I en septisk tank av tillräcklig storlek, d. v. s. 2 à 3 ggr den dagliga avloppsvattenmängden, blir den anaeroba nedbrytningen ganska god med en reningseffekt med avseende på BS av 50 à 70 %. Det avgående vattnet är emellertid illaluktande (vätesvavla) och kan utan att göra större skada tillföras ett vattendrag endast om detta har jämförelsevis stor vattenföring. Kombinationen utjämningsbassäng—septisk tank—markfiltrering kan ge ganska gott resultat, men lukten slipper man ej helt ifrån.

4. Biologiska droppbäddar. En ganska stor och dyrbar anläggning erfordras. Även om reningen blir effektiv, åtföljes metoden vid användande av öppna bäddar av lukt- och flugobehag. Biologisk rening enligt denna metod är bättre lämpad för blandat avloppsvatten från mejeri och samhälle.

5. Aktivtslammetoden. Denna metod har kommit till användning bl. a. i Holland enligt KESSENERs förfarande (jfr sid. 188). Metoden är relativt dyrbar i anläggning, men ger effektiv rening. Luktobehag undvikas. Även mera koncentrerade avfallsvätskor kunna behandlas.

6. Kemisk fällning med kalk, järn eller aluminiumsalter. Har försöksvis kommit till användning i Amerika. Reningseffekten med avseende på BS blir dock ej fullständig utan uppgår blott till 50 à 70 %. Såväl kostnaden för kemikalier som arbetskostnaden blir tämligen hög bl. a. till följd av nödvändigheten att bortskaffa den stora slammängden.

Såsom framgår av det sagda finnes knappast någon metod, i varje fall ej utarbetad, som samtidigt är effektiv, arbetar utan luktobehag och är relativt billig i anläggning och drift. Ett förfarande, som på senare tid varit föremål för försök i Tyskland, synes dock inge vissa förhoppningar på bättre resultat härvidlag.

Reningen utföres i en rad grävda bassänger, var och en motsvarande dygnskvantiteten mjölkförorenat avloppsvatten. Kylvattnet avledes således direkt till vattendraget eller till avloppsledningen nedströms om bassängerna. Efter mekanisk rening (sandfångare med slamavlopp) ledes vattnet till bassängen nr 1, där uppvärmning sker, i allt fall under den kallare delen av året, enklast genom direkt inblåsning av ånga för vidmakthållande av en temperatur mellan 25 och 35° C. Mjölksöcket omvandlas då på några timmar till mjölksyra och smörsyra. I bassäng nr 2 uppträder sedan anaerob nedbrytning. I denna eller efterföljande bassäng kan eventuellt avloppsvatten från vattenklosetter o. dyl. inledas. Från bassäng nr 2 ledes vattnet till ytterligare ett antal på varandra följande bassänger med samma vattenrymd som de föregående för att sedermera, eventuellt efter bevattning eller markfiltrering släppas ut i recipienten. Sannolikt kan metoden förenklas och ytterligare förbättras genom mekanisk luftning av vattnet efter utrötningen i bassäng nr 3, vilket också tillåter en väsentlig minskning av antalet bassänger. Slamavsättning äger rum i nämnvärd omfattning endast i de två första bassängerna. Tack vare uppkomsten av ett ytskikt av flytslam i bassängerna nr 1 och 2 kommer luktavgång att väsentligen förhindras. Bassängerna böra dock hållas täckta, lämpligen med trälämmar. Under vintern är det fördelaktigt att dessutom täcka trälämmarna med halm och jord för att vidmakthålla temperaturen i bassängerna.

Vasslan bör, såsom tidigare framhållits, i första hand utnyttjas och således ej behöva bli föremål för rening. Särskilt i Amerika ha dock metoder för rening av koncentrerade mejeriavloppsvatten innehållande vassla och skummjolk kommit till användning. Metoderna i fråga bli emellertid dyrbara i anläggning och drift.

1. Utrötning i slutna kammare enligt BUSWELL medför en nedgång av BS-värdet med c:a 80 0/0. Efterföljande rening i biologiska bäddar är behövlig. Vid rening direkt i biologiska bäddar utan föregående utrötning skulle erfordrats c:a 10 ggr så stora bäddar för att uppnå motsvarande reningseffekt. Gas, huvudsakligen metan, erhålles från röt kamrarna och kan utnyttjas för mejeriets värmebehov. Metoden kan ifrågakomma endast för mycket stora mejerier. Den är för övrigt i princip densamma som den, vilken användes bl. a. vid ett par av de svenska jästfabrikerna. Den är dyrbar i anläggningskostnad men ger en viss ränta i form av återvunnen gas.

2. GUGGENHEIM-processen utgör en kombination av rening medelst kemisk fällning och aktivt slam. En noggrannare mekanisk rening av avloppsvattnet är obehövlig. Reningens olika skeden framgå av följande översikt.

- a. Silning genom galler för borttagande av större fasta partiklar.
- b. Luftning.

c. Tillsats av fällningsmedel (kalk och järnsalter) samt återgångsslam (aktivt slam).

d. Luftning i fyra efter varandra följande bassänger c:a 1 timme i varje.

e. Eftersedimentering.

Metoden är relativt dyrbar i anläggning och drift. Den har emellertid den fördelen, att reningseffekten blir i det närmaste 100 % och att hela anläggningen vid rätt skötsel arbetar helt aerobt d. v. s. utan lukt- och flugobehag.

3. Rening i seriekopplade biologiska bäddar. Gott resultat har erhållits vid försök med 3 bäddar i serie belastade med 5 m³ avloppsvatten per m² och 0.5 m³ bäddmaterial per kg BS. Som bäddmaterial ha tomma plåtburkar (konservburkar) visat sig lämpliga tack vare prisbillighet och stor kontaktyta.

Det stora antal skilda metoder, som kommit till användning för rening av mejeriavloppsvatten eller med vilka försök pågå, visar svårigheterna att finna en samtidigt effektiv och ekonomiskt ej alltför betungande reningsmetod, som mera allmänt kan rekommenderas för mejerierna. En viss anpassning efter de lokala förhållandena blir för övrigt alltid nödvändig i så måtto, att än den ena än den andra metoden visar sig lämpligast i det speciella fallet. Efter tillkomsten av »Svenska Mejeriernas Riksförening» med bl. a. en omfattande teknisk avdelning samt »Statens Mejeriförsök» för forsknings- och försöksverksamhet, synas också förutsättningar vara för handen för att även i vårt land frågan om mejeriernas avloppsvatten på allvar skall tagas upp till behandling, såväl när det gäller att minska föroreningens skadliga verkningar genom åtgärder inom driften som vidtagandet av lämpliga reningsåtgärder.

Litteratur.

För närmare uppgifter beträffande rening av mejeriavloppsvatten kan hänvisas till följande arbeten:

1. JENSEN, K. ERIK: Rensning af afløbsvand fra mejerier og slagterier. Den tekniske forenings tidskrift. Aarg. 57. 1933.
2. Handbuch der Lebensmittelchemie. Technologie des Wassers. Bd 8, del I.
3. ELDRIDGE och ZIMMER: Sewage Works Journ. 1931, 3.
4. KESSENER och RUDOLFS: Sewage Works Journ. 1934, 6.
5. HAASE: Kleine Mitt. der Landesanst. für Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, 1935, 11.

12. Jästfabriker.

AV ÖVERINGENJÖR HENRY BRAHMER.

Spillvattnets härkomst.

Jäst tillverkas genom odling av jästceller i substrat, innehållande såsom huvudsakliga näringsämnen kolhydrat, kväve- och fosforföreningar samt vissa metallsalter. Kolhydrat och organiska kväveföreningar (äggviteämnen)

erhållas ur växtämnen, t. ex. spannmål, men numera framförallt ur melass, i första hand betmelass (så alltid i Sverige) men även ibland, fast med mindre fördel, ur sockerrörmelass, vanligen från Cuba. Resten av kvävebehovet samt fosforföreningarna tillföras såsom oorganiska salter av ammonium- och fosfattyper. Övriga oorganiska metallföreningar, t. ex. alkali-, kalcium- och magnesiumsalter, förekomma vanligen i tillräckliga mängder i melassen eller spannmålen samt i fabriktionsvattnet.

Jästen förmår icke att restlöst assimilera allt, som dessa råmaterial innehålla. Både organisk och oorganisk substans kvarlämnas därför i substraten efter jästodlingens slut och alltid i löst form.

Jästfabrikers spillvatten består därför av en lösning av ämnen av såväl organisk som oorganisk natur, såsom äggviteämnen, kolhydrat, fosfat, sulfat, klorider i form av salter av kalium, kalcium, magnesium m. m.

Vad som ger jästspillvattnet ett särskilt intresse framgår i viss mån av det sagda. Det är i sig självt ett mångsidigt sammansatt näringssubstrat, som utgör en fullständig föda för andra mikroorganismer än jäst, vare sig de leva med eller utan syre. Sedan de förra förbrukat tillgängligt syre, kunna de ju icke utvecklas vidare, och den rest av näring, som därefter kan återstå i spillvattnet, kan tjäna till icke syreberoende mikrobers utveckling. Detta är ju också fallet med vanligt hushållspillvatten, men jästspillvattnet skiljer sig från dylikt främst genom vida högre halt av lösta näringsämnen. Detta medför, att obehandlat jästspillvatten, utsläppt i ett vattendrag, vida hastigare än vanligt hushållspillvatten förtär syreinnehållet i vattendraget, och när så skett, ha förutsättningar skapats för förruttnelsebakteriers verksamhet och därmed följande kända olägenheter för syrebehövande levande varelser.

Ej ovanligt är, att jästspillvatten per liter har ett syrebehov för fullständig oxidation av det lösta innehållet, som är 20 à 30 ggr så stort som syrebehovet hos samma mängd vanligt kommunalt kloakvatten. Härigenom erhålles en viss uppfattning om jästspillvattnets relativa skadlighetsgrad för vattendrag.

Kvantiteten jästspillvatten är i vårt land mycket ringa. Mängden egentligt sådant i den form, som ovan skildrats, torde f. n. icke överstiga 400 000 m³/år, fördelat på 5 anläggningar, och motsvarar således sammanlagt c:a 1 100 m³/d eller vattenförbrukningen i en stad om 4 à 5 000 invånare. Dess syrebehov motsvarar emellertid den mängd obehandlat kloakvatten, som kommer från en stad med över 100 000 invånare.

Medel att oskadliggöra jästspillvatten.

Det är utan vidare klart, att filtrering eller sedimentering icke kunna komma ifråga, då ju jästspillvattnet är en lösning. Man måste tillgripa kemiska, särskilt biokemiska, medel eller använda andra fysisk-tekniska metoder än de nämnda.

Rent kemiska metoder.

Rent kemiska metoder, således tillsats till vattnet av kemiska reagens i avsikt att åstadkomma utfällning, oxidation eller annan lämplig verkan, ha i praktisk drift icke kommit till användning. Effektiva fällningsmedel finnas icke, ty endast en ringa del av den oorganiska och intet av den organiska substansen i jästspillvattnet bildar olösliga föreningar. — Oxidation med klor kan ej heller komma ifråga, i främsta rummet för kostnadens skull, men även därför att risk för bildning av giftiga organiska klorföreningar är för handen. — Elektrolys av detta spillvatten har föreslagits, men undersökningar visa, att därmed uppnås endast ringa verkan. Även om verkan vore tillräcklig, skulle dock kostnaderna bli för höga.

Biokemiska metoder.

Bland biokemiska metoder finnas flera, som kunna leda till ett effektivt oskadliggörande av spillvattnet.

U t s p ä d n i n g. I likhet med vad som är fallet med kommunala och vissa andra spillvatten leder en tillräckligt stor utspädning även till en stabilisering av jästspillvatten, så att det mister sin skadlighet för vattendrag. Utspädning torde i själva verket vara det bästa och billigaste sättet, där förhållandena det medgiva. Så är ju fallet vid anläggningar, som äro så belägna, att spillvattnet kan ledas till ett rinnande vattendrag, vari en nog stor vattenmängd flyter fram. Strömmandet leder i och för sig till att en jämn utspädning kommer till stånd, och den därmed förenade luftningen under vattenmassornas omblandning främjar verksamheten hos de syreälskande och från människans synpunkt oskyldiga mikroorganismer, som förtära näringen i jästspillvattnet.

Försök ha visat, att jästspillvatten, som utspädes så mycket, att blandningens biokemiska syreförbrukning (BS) blir c:a 3 mg/l, blir fullt stabilt, d. v. s. håller sig utan att ruttna, om det förvaras i sluten flaska 10 dygn vid en temperatur av 20° C. Ett jästspillvatten, som t. ex. visar en BS av 6 000 mg/l, behöver således utspädas c:a 2 000 ggr. En jästfabrik, från vilken dagligen avrinner 400 m³ sådant spillvatten, kan därför utan skada släppa ut detta i ett rinnande, friskt vattendrag om 10 m³/s.

Mindre gynnsamt, ibland alldeles otillfredsställande, försiggår naturligtvis utspädning och omröring i en sjös vattenmassa. Så länge vattnet är isfritt, uppträda emellertid knappast några svårare olägenheter, om sjön är nog stor. Vad som begränsar möjligheten att uteslutande använda utspädning med sjövattnet är väl framförallt vintern, då istäcket på sjön avstänger tillförseln av syre från luften. Det är då total syrebrist och därmed följande olägenheter kunna uppkomma.

Mikrobiologiska metoder. Tämligen god rening kan erhållas genom användning av biologiska droppbäddar, om driften ordnas på visst sätt. Jästspillvattnet kan lämpligen förbehandlas med kalk, varvid dels en viss mindre utfällning sker genom koagulering av organiska kolloider, dels surhetsgraden förskjutes till ett värde, som är lämpligt för de i den biologiska

bädden levande mikroorganismerna. Vidare bör jästspillvattnet utspädas några gånger med ej förorenat vatten. Som exempel på verkan av en biologisk droppbädd kan anföras, att ett jästspillvatten med 5 000 BS erhöi ett BS-värde av 1 700 med en bäddvolym av 6 m³ per m³ spillvatten per dygn. Härvid sänktes BS-värdet 20 % genom kalkbehandlingen och resten i de biologiska bäddarna. Per dygn alstrade dessa 0.4 kg syre per m³ spillvatten. För en mera genomgripande rening borde nog bäddvolymen ha varit åtminstone 3 ggr så stor, lämpligen c:a 20 m³ per m³ spillvatten per dygn.

Vid partiell rening på detta sätt är uppkomsten av besvärande förruttnelse-lukt från de biologiska bäddarna oundviklig. I vad mån så icke bleve fallet, om bäddarna byggdes större, är icke känt, men det är troligt, att besvären då bleve mindre.

Andra olägenheter bestå i besvär och kostnad vid det kalkhaltiga slammets torkning och bortforsling. Det innehåller icke mer än 10—15 % organisk substans men kan väl trots detta anses äga ett visst värde såsom jordförbättringsmedel, i synnerhet genom kalkhalten, om kalkfattiga jordar finnas nära reningsverket. Rätt besvärande är den bildning av flyginsekter, kloak- och ättikfluga, som de biologiska bäddarna medföra.

Bäddmaterialet kan variera. Ängpanneslagg har försökts, men dels är det svårt att anskaffa behövliga mängder därav, dels går hälften till spillo under materialets sortering, som måste ske systematiskt. Slaggen vittrar småningom i bäddarna, och dessas yta slammar lätt igen. Ett utmärkt material, billigt och resistent, är däremot makadam, lämpligt sorterad efter styckestorlek. Makadambäddarna hålla sig öppna och reagera lika effektivt som slaggbäddar.

En viss svaghet hos detta reningsystem består däri, att det erfordrar ganska mycken passning genom kalkfällningen och slammets skötsel, och det är icke möjligt att få det hela att arbeta automatiskt.

Anläggningskostnaden vid en någotsånär genomgripande rening torde icke understiga 600 kr per m³ spillvatten per dygn.

Rening med aktivt slam. Detta aeroba förfarande har i något fall tillämpats på jästspillvatten.

Undersökningar visa dock, att aktivt slam endast långsamt är i stånd att oxidera föroreningarna, tills stabilitet uppnåtts. Ursprungligt jästspillvatten uppnådde vid försök stabilitet först efter 6—7 dygns oavbruten luftning. Jämför härmed den luftningstid, som brukar förekomma vid behandling av kommunalt spillvatten, eller 9 timmar, d. v. s. en tid, som är c:a 18 ggr kortare. Utspädades spillvattnet omkr. 7 ggr, sjönk reaktionstiden till c:a 3 dygn. Det framgår härav mycket tydligt, att användningen av aktivt slam måste leda till orimligt höga både anläggnings- och driftkostnader jämfört med kända system, som kunna rena vattnet slutgiltigt.

Kombinerad aerob och anaerob behandling. Orsaken till att jästspillvattnet endast med en viss svårighet låter rena sig genom ovan beskrivna behandling i droppbäddar eller med aktivt slam synes vara, att de kvävehaltiga organiska ämnena icke särdeles lätt oxideras och nedbyggas

av aeroba mikroorganismer. Betydligt lättare sker detta, om kväveföreningarna äro ammoniakliknande, d. v. s. enklare byggda än äggviteämnena. Även måste tagas i betraktande den korta tid spillvattnet uppehåller sig i droppbäddarna. I själva verket är det mera förvånande, att dessas innevånare hinna med att alls inverka på det under få minuter genomströmmande spillvattnet.

En definitiv biokemisk rening av jästspillvatten kan ernås, om detta förbehandlas anaerobt och efterbehandlas aerobt. Vattnet får därvid uppehålla sig i en serie av slutna behållare, som genomströmmas under 6—9 dygn. Det kommer därvid i beröring med anaeroba bakterier, som på denna tid överföra c:a 85 % av de organiska kväveföreningarna till ammoniakaliska ämnen under samtidig utveckling av gasformiga produkter, metan, kolsyra, svavelväte, merkaptan o. s. v. Under behandlingen övergår vattnets reaktion från sur till alkalisk, och BS sjunker till en tredjedel. Av kolet i den organiska substansen övergår hälften till kolsyra. Behållarnas storlek motsvarar 1 m³ per dygns behandlingstid per m³ spillvatten per dygn. För behandling av 100 m³ spillvatten per dygn och 9 dygns reaktionstid erfordras således behållare med en sammanlagd vattenrymd av 900 m³.

Efter den anaeroba behandlingen kan vattnet vara starkt illaluktande, och åtgärder däremot måste därför vidtagas. En sådan åtgärd består däri, att man söker beröva vattnet förutsättningar för att lukta illa. Eftersom de stinkande ämnena innehålla svavel, undviker man därför i möjlig mån att vid jästfabrikationen arbeta med sulfat och svavelsyra och använder i stället klorider och klorvätesyra. En avsevärd minskning av lukten ernås därigenom, och åtgärden torde kunna sägas vara nödvändig. Detta förfarande är patentskyddat. — En annan åtgärd består däri, att det utjästa vattnet luftas, t. ex. i reaktionstorn, då svavelväte och andra illaluktande ämnen till största delen utdrivas och övergå till luften. Som denna då luktar mycket illa, kan den icke släppas ut i atmosfären utan får först gå igenom en med myrmalm fylld reningskista, som kvarhåller svavelföreningarna. Denna luftning saknar icke betydelse för den efterföljande aeroba behandlingen.

Denna består däri, att vattnet utsprutas på biologiska droppbäddar. Dessa bäddar äro av vanlig typ. Här sker en nitrifikation, så att 20—40 % av det utgående oorganiska kvävet kommer att bestå av nitrat- och nitritkväve. BS sjunker till ett par tre procent av det ursprungliga värdet, d. v. s. från 5 000 till 100 à 150 mg/l. Det från bäddarna avrinnande spillvattnet bör därefter utspädas i mån av tillgång på annat från jästfabriken kommande icke förorenat spillvatten, innan det hela utsläppes i recipienten. Reningsförloppets slutläge betecknas därav, att det renade vattnet utspätt 10 ggr visar full stabilitet, d. v. s. ej ruttar ens om det förvaras 20 dygn i slutna flaska vid en temperatur av 20° C.

Övriga fördelar äro, dels att en brännbar gas uppkommer, varigenom spillvattnet i det anaeroba steget genom självförsörjning med värme kan hållas uppe vid reaktionstemperaturen, som är nära 40°, dels att hela systemet ar-

betar automatiskt och nära nog utan passning, vilket i icke ringa mån beror därpå, att intet slam behöver skötas.

Användas klorider och klorvätesyra, arbetar systemet så gott som alldeles luktfritt.

Bildningen av flygande insekter på droppbäddarna är vid detta system icke bevärande.

Kostnaden understiger icke 1 000 kr per m³ spillvatten per dygn.

Varianter av detta system finnas och gälla vanligen dess aerobt arbetande del. Öppna dammar kunna ersätta droppbäddarna, och dessutom kunna dammar och sådana bäddar vara kombinerade. I ett känt fall ersättas droppbäddarna av 225 m² dammyta och 180 m³ dammvolum per m³ spillvatten per dygn. Uppehållstiden i dammarna är omkring 6 månader.

Oskadliggörande genom indunstning.

Bland system, som leda till ett definitivt oskadliggörande av jästspillvattnet, märkes den fysisk-tekniska metod, som består i spillvattnets överförande till en nära eller helt torr substans. Genom kända indunstningsförfaranden, t. ex. med flerkroppars vakuumpapparater, avlägsnas huvuddelen av vattnet. En tjockflytande sirap erhålles och denna bortfraktas med eller utan inblandat torvströ, kemikalier eller andra ämnen och före eller efter kolning av torrsubstansen.

Jästspillvatten innehåller normalt 15 gr/l torrsubstans och i 67 l spillvatten finnes således 1 kg torrsubstans. Att avlägsna en sådan vattenmängd genom vakuumindestning erfordrar även i gynnsamt fall 4 kg kol, som vid normala kolpris kostar 10 öre. Härtill komma kostnader för arbete, reparationer och kapital. Det är alltså tydligt, att den så erhållna torrsubstansen blir förhållandevis dyr. Den har värde huvudsakligen som jordförbättringsmedel, och dess värdefullaste beståndsdel torde vara kväve. Härav finnes per kg torrsubstans c:a 60 gr, som kan köpas, i form av ammoniumsulfat, för 6 öre. Värdet av övriga ämnen synes omöjligligen kunna täcka resten av driftkostnaderna för systemet.

I de fall där metoden användes, särskilt i Frankrike och Tyskland, är det spillvatten, som indunstas, vida mera koncentrerat än jästspillvatten: det härrör nämligen från melassbrännerier och torde innehålla 1 kg torrsubstans på 15 l spillvatten. Det blir sålunda i motsvarande grad billigare att indunsta än jästspillvatten. Även i detta fall är dock ekonomien i systemet ganska svag.

Intet reningsssystem är emellertid självbärande utan förorsakar väl alltid omkostnader, som icke bli täckta genom något produktvärde. Det kan naturligtvis då tänkas, att i vissa fall förluster på indunstningsmetoden kunna ställas i jämförelse med omkostnaderna för andra här nämnda sätt att oskadliggöra jästspillvatten och att indunstningsförfarandet då kan visa sig bli det minst ofördelaktiga.

Olika avloppsvattens inverkan på fiske och jordbruk.

Av laborator STEN VALLIN.

1. Fiske.

Inledning.

De olika intressen, som beröras genom utsläppande av kloakvatten och industriellt avloppsvatten, kunna lämpligen grupperas på följande sätt:

1. Sanitära och hygieniska intressen.
2. Estetiska intressen samt trevnads- och naturskyddsintressen.
3. Fiskeriintressen.
4. Jordbruksintressen.
5. Industriella intressen.

Det sanitära intresse, som ur medicinsk synpunkt ofta träder i förgrunden, när det gäller vattenförorening, avser den spridning av vissa smittosamma sjukdomar, som vattenföroreningen möjliggör. I allt större utsträckning måste ytvatten, alltså älv-, å- eller sjövattnen, tagas i anspråk för att tillgodose det ökade behovet av dricks- och hushållsvatten för samhällena. Förorening genom kloakvatten eller industriellt avloppsvatten kan omöjliggöra råvattnets användbarhet för detta ändamål eller i allt fall medföra väsentligt ökade kostnader för rening av vattnet vid vattenverken. Istäkt kan förhindras av förorening. För framställning av konstis torde dock i regel vattenledningsvatten eller lämpligt grundvatten ifrågakomma. Tillgång till ett ur hygieniska synpunkter godtagbart vatten för friluftsbad och simhallar är ett annat hygieniskt intresse som tilldrar sig allt större uppmärksamhet.

Särskilt när det gäller badfrågan anknyta de hygieniska intressena direkt till estetiska och trevnadsintressen. Vattnets grumling eller missfärgning genom utsläppande av olika avloppsvatten, förekomsten av på vattnet flytande avfall av olika slag, olja m. m. kunna nämnas som exempel på hithörande skadeverkan. Naturskyddssynpunkterna anknyta också nära till dessa intressen. Alldeles särskilt beträffande våra nationalparksområden, där det gäller att bevara naturen i orört och ursprungligt tillstånd, bör allt utsläppande av förorenat avloppsvatten i görligaste mån förhindras.

Fisket kan genom utsläppande av avloppsvatten i recipienten skadas i första hand genom direkt inverkan på själva fiskbeståndet. Fiskdöd eller ett successivt försvinnande av fiskbeståndet från vattenområdet äro härvidlag de mest markanta företeelserna. Inverkan på näringstillgången för fiskarna, förstörandet av lekplatser, förhindrandet av uppvandring i vattendragen äro andra exempel på en mera indirekt verkan av förorening genom avloppsvatten, när det gäller fisket. Härtill komma den skada och de svårigheter, som förorening kan medföra för fiskets bedrivande genom igenslamning av utsatta fiskredskap, minskning i redskapens hållbarhet o. s. v., samt den smakförsämring av själva fisken, som vissa avloppsvatten medföra.

Förorening ur jordbrukssynpunkt träffar givetvis i första hand dem, som ha sina ägor vid ett förorenat vatten. Vattnets användbarhet som dryck åt djuren, för tvätt och andra hushållsändamål, som skölvatten för stallar, redskap m. m. kommer härvidlag ofta i fråga. Dess användbarhet för bevattning av ängsmarker antingen i form av konstgjord översilning eller i samband med översvämning vid högvatten kan också vara ett intresse av vikt. Ur jordbrukssynpunkt bör vidare uppmärksammas den snabbare igenslamning och igenväxning av vattendragen, som kan förorsakas genom utledande av avloppsvatten.

Ett flertal industrier äro för sin produktion beroende av tillgång till ett ej förorenat älv-, å- eller insjövatten. Mer eller mindre dyrbar rening genom filtrering, fällning eller klorering kan bli nödvändig till följd av att avloppsvatten utsläppes i recipienten.

Att draga en skarp gräns mellan nämnda intressegrupper låter sig ej göra. Förorening medför i regel samtidigt skada ur flera synpunkter, även om än den ena än den andra kan vara den väsentliga i det speciella fallet. I följande framställning kommer frågan om avloppsvattnets inverkan på vattendragen att behandlas framför allt ur fiskeriintressets synpunkt. I ett därpå följande avsnitt lämnas en kort redogörelse för skadeverkan speciellt ur jordbrukssynpunkt.

Olika slags förorening av recipienten.

Oorganisk och organisk, mekanisk och kemisk förorening.

När det gäller ett avloppsvattens föroreningsverkan, brukar man gruppera de i vattnet ingående ämnena i oorganiska och organiska. Båda typerna förekomma antingen som uppslammade ämnen eller lösta i vattnet. I förra fallet talar man om en mekanisk, i senare fallet om en kemisk förorening. Mekanisk förorening kan förorsakas av oorganiska ämnen såsom sand, mineralslam från anriktningsverk o. dyl. samt av organiska ämnen såsom cellulosa-fiber, textilfiber, slakteriavfall, potatisrester vid stärkelsefabriker m. fl. Kemisk förorening föranledes av ämnen, som förekomma i löst form, dels oorganiska såsom syror, alkalier och salter, dels organiska såsom äggviteämnen, sockerarter och andra kolhydrat, urinämne m. fl.

Karakteristiskt för den oorganiska substansen är, att den ej kan gå i förruttelse, således ej direkt verka förskämmande på vattenbeskaffenheten. Skada kan den likväl åstadkomma, de uppslammade ämnena t. ex. genom uppgrundning av recipienten och förstöring av det naturliga bottendjurlivet eller fiskarnas lekplatser och den lösta substansen genom ändring av vattnets reaktion vid tillskott av syror eller alkalier och genom direkt giftverkan t. ex. genom metallsalter i lösning. Typiskt för verkan av dessa oorganiska lösta substanser är, att den är starkast i vattendraget närmast nedströms om avloppet och sedermera avtar i samma mån som utspädningen ökar eller vissa kemiska förändringar inträda, vilket i regel sker ganska snabbt. Så bindes t. ex. en utsläppt syra genom vattnets naturliga kalkhalt och detta sker snabbare ju större kalkhalten är.

Mycket starkt giftiga kunna även organiska substanser vara, t. ex. karbolartade ämnen i gasvatten, hartssyror och organiska svavelföreningar i sulfatfabrikernas och saponiner i sockerfabrikernas avloppsvatten m. fl. Betydligt mera omfattande skadeverkan har dock i regel den organiska substansen, oberoende av om den är direkt giftig eller icke, därigenom att den i samband med de kemisk-biologiska processer, genom vilka den sönderdelas i vattnet, förbrukar dettas halt av syre. Vid för stark belastning av ett vattendrag sjunker syrehalten till noll och direkta förruttelse- eller förskämningsprocesser uppträda. Fasta organiska ämnen, som avsätta sig på botten, bilda där syretärande slambankar och påverka således, till skillnad från den oorganiska fasta substansen, även den kemiska vattenbeskaffenheten. Olika typer av organiskt slam gå olika snabbt i sönderdelning och påverka således mer eller mindre starkt vattenbeskaffenheten. Kloakslam och organiskt slam från olika livsmedelsindustrier äro härvidlag mest svårartade. Mera resistent äro fiberavlagringar från cellulosa- och textilindustrin. Mineraloljor sönderdelas knappast eller i varje fall ytterst långsamt i vattendraget. Indirekt kan emellertid utsläppt olja verka synnerligen skadligt bl. a. därigenom att den isolerar vattnet från luften och hindrar tillförseln av luftsyre till vattnet. Fett och olja i ett avloppsvatten böra därför så långt som möjligt avskiljas, innan avloppsvattnet utsläppes. De organiska föroreningarna äro, icke minst i Sverige, betydligt vanligare och av större omfattning än de oorganiska. Avloppsvatten huvudsakligen innehållande organisk substans utsläppas, utom från samhällen, från talrika cellulosa- fabriker, garverier, sockerfabriker, stärkelsefabriker, mejerier, slakterier, jäst- och spritfabriker m. fl. Typiskt är, att föroreningsverkan, när det gäller ett rinnande vattendrag, i regel blir starkast först på visst avstånd nedströms om avloppet och då särskilt i lugnvattenområden, såsom smärre sjöar, kvarn- och kraftstationsdammar. Vid stark belastning med avloppsvatten kan skadeverkan sträcka sig flera mil nedströms om föroreningskällan, vilket däremot sällan förekommer, när det gäller förorening genom lösta oorganiska ämnen.

Mycket ofta beror föroreningsverkan på en kombination av uppslammade och lösta, oorganiska och organiska ämnen. Kloakvattnet från ett samhälle

innehåller i löst form dels oorganiska ämnen, t. ex. koksalt och soda, dels organisk substans men dessutom, i allt fall när det utsläppes i vattendraget utan föregående rening, illaluktande fasta beståndsdelar. Avloppsvattnet från t. ex. en sulfittfabrik tillför vattendraget dels en relativt liten kvantitet direkt giftiga oorganiska och organiska ämnen, dels stora mängder löst vedsubstans, men även mer eller mindre stora kvantiteter fiber — alltså uppslammade beståndsdelar. Sockerbrukens avloppsvatten innehålla dels lösta huvudsakligen organiska ämnen, såsom socker och äggviteämnen, dels uppslammade ämnen, såsom sand, jord, kalk och betrester. Det kan även inträffa, att avloppsvattnet, som innehålla endast lösta ämnen, likväl medföra en mekanisk förorening av vattendraget, t. ex. betningsvätskorna från metallindustrin, som innehålla järnsalter i lösning. När dessa komma ut i vattendraget, oxideras de och falla ut i form av flockigt rödbrunt järnoxidhydrat, vilket täcker botten som ett sterilt skikt. Även sådana avloppsvatten, som innehålla organiska ämnen uteslutande i lösning, kunna indirekt ge upphov till bottenavlagringar. De förorsaka nämligen ofta en kraftig vegetation av s. k. smutsvattenssvampar, vilka efter hand dö och driva med strömmen som slemmiga flockar för att sedan på lugnare ställen i vattendraget sjunka till botten, där de tillsammans med slammet bilda starkt syretärande bankar.

Förorening genom naturens inverkan.

Det måste emellertid även framhållas, att våra vatten av naturen innehålla växlande mängder av såväl oorganisk som organisk substans. Denna tillföres vattendraget huvudsakligen från de omgivande jord- och berglagren antingen med grundvatten eller vid direkt utsvämning i samband med nederbörd och snösmältning. Följande grundämnen ingående i olika föreningar förekomma konstant om ock delvis i mycket svaga koncentrationer: kalk, magnesium, kalium, natrium, järn, mangan, fosfor, klor, kol, kväve, svavel. Lösta som gaser förekomma luftens beståndsdelar, i främsta rummet syre, kväve och kolsyra. Även uppslammade ämnen förekomma i växlande mängd i vattnet, t. ex. grumling vid flod i vattendragen eller vid blåst i grunda delar av sjöarna, särskilt sådana med lerbotten.

Direkt skadliga kunna även sådana »naturliga föroreningar» i vissa fall vara. Sålunda kan järnvitriol och t. o. m. fri svavelsyra ibland utlakas ur svavelkishaltig mark, särskilt om denna någon tid genom sänkning av vattenståndet varit utsatt för luftens oxiderande inverkan. Det i grundvattnet lösta järnet har vid starkare koncentrationer en direkt om ock relativt svag giftverkan samt ger, sedan det tillförts vattendraget, upphov till utfällning av järnoxidhydrat. Även humussyrorna, som ge våra skogs- och mossvatten deras mer eller mindre bruna färg, äro vid starkare koncentrationer att betrakta som direkt giftiga. I våra näringsrika sjöar med rik växtlighet uppkomma ej sällan starka bottenavlagringar av sönderfallande växtrester, i vilka bl. a. bildas gaser t. ex. kolväten — framför allt sumpgas, som dock icke är giftig eller skadlig — men även vätesavla, som däremot är ett starkt fiskgift. Vätesavlan är emellertid som sådan labil

och oxideras snabbt till ofarliga svavelföreningar, så länge fritt syre är för handen i vattnet. Även i djupare delar av våra näringsrika sjöar blir avlagringen av bl. a. avdöende plankton, alltså av organisk substans, någon gång så stark, att bottenvattnet under stagnationsperioderna kan bli väte-svavlehaltigt.

Utsläppande av ett avloppsvatten kan innebära ökning av de ämnen, som finnas i de oförorenade vattnen, eller med dem närbesläktade ämnen. Härvid erfordras i regel en relativt stark koncentrationsförhöjning, innan skada åstadkommes. Ofta innehåller emellertid ett avloppsvatten ämnen, som till sin natur äro helt främmande för ett naturligt vatten, t. ex. giftiga metall-salter och organiska gifter. I sådant fall verka även ytterligt små koncentrationer i regel skadligt på ett eller annat sätt.

Olika avloppsvattens skadeverkan på fisket.

Det må redan från början betonas, att man ur fiskets synpunkt varken kan eller har någon anledning begära, att utsläppande av avloppsvatten från samhällen eller industrier icke skulle få förekomma. Berättigade anspråk kunna emellertid framställas på att utsläppningen icke medför så stark föroreningsverkan, att den

1. förhindrar de ursprungliga fiskarterna att oavbrutet eller periodvis uppehålla sig i vattendraget, såsom de gjort före föroreningen;
2. förhindrar fiskens fortplantning i samma utsträckning som tidigare;
3. inverkar förstörande eller ändrande på djurlivet, så att nämnda fiskarter ej längre ha tillräcklig tillgång på lämplig näring;
4. verkar störande eller förhindrande på fiskets utövning.

Ett förhållande, som redan berörts men som ytterligare bör understrykas, är betydelsen av att det ursprungliga fiskbeståndet ej ändras till sin sammansättning. Det inträffar ofta, att de värdefulla, starkt renvattenälskande laxartade fiskarna försvinna och, om föroreningen, när det gäller organiska avloppsvatten, ej är för stark, ersättas av andra fiskarter. Detta behöver ej alltid innebära, att värdet av fiskavkastningen minskar. Således kan vid måttlig förorening det förlorade laxfisket ibland efter hand ersättas av ett rikligare ålfiske än före föroreningen o. s. v. Ett stort antal smärre vattendrag framför allt inom skogs- och urbergsområdena sakna emellertid naturliga betingelser för förekomst av annan nyttofisk än just laxöring eller s. k. foreller. Då dessa som nämnt äro alldeles särskilt känsliga för avloppsvatten, innebär ofta även en svag förorening, att dessa vattendrag helt förlora sitt värde som fiskevatten.

Uppfyller ett vatten med hänsyn till sin beskaffenhet de under punkt 1—4 nämnda fordringarna, kan det ur fiskerisympunkt betecknas som rent. Även om detta i stort sett kan sägas utgöra ett kriterium på att vattnet också ur andra intressesynpunkter är relativt tillfredsställande, måste givetvis fordringarna på vattnets renhet särskilt ur hygieniska och tekniska synpunkter ofta bli delvis andra. Sålunda kan ett för fisket anmärkningsfritt

vatten bakteriologiskt vara förorenat så, att risk för spridande av sjukdomar kan tänkas föreligga. En näringsrik sjö med grumligt och planktonrikt vatten ger oftast en god fiskavkastning, men dess vatten är mindre lämpat som råvatten för vattenledningsverk eller vissa industrier o. s. v.

I anslutning till ovanstående kan man med WUNDSCH lämpligen indela den skadeverkan, som olika avloppsvatten kunna medföra för fisket, i följande trenne huvudgrupper:

1. Direkt skadlig verkan på fiskarna, vilken kan åstadkomma fiskdöd eller i allt fall övergående minska deras motståndskraft mot skadliga inflytanden.

2. Försämring av fiskarnas levnadsförhållanden, särskilt när det gäller näringstillgång och fortplantning. Fiskbeståndet försämrars och förminskas så småningom utan att fiskdöd uppträder.

3. Förhindrande eller försvårande av fiskets utövning utan att fiskbeståndet samtidigt behöver skadas.

1. Direkt skadlig verkan på fiskarna.

Blir denna påverkan tillräckligt stark, uppträder fiskdöd. Fiskdöd är alltid en i ögonen fallande företeelse, som väcker uppseende och som därför också ofta föranleder undersökning. Inträffar fiskdöd, gäller det att fastställa orsaken till densamma. Första frågan är, om fisken dött på grund av någon sjukdom eller genom något yttre skadligt inflytande och då i regel genom förorening av vattnet. Dö endast relativt få fiskar och endast fiskar av en enda art eller möjligen av några få närbesläktade arter och är fiskdöden dessutom utsträckt över en relativt lång tidsperiod, har man skäl att misstänka någon allvarlig fisksjukdom. Detta kan ofta bekräftas redan vid yttre besiktning av de döda fiskarna, vilka kunna förete bölder och sår, ofta med mögelsvampbildning eller kanske stark avmagring, som tyda på att parasiter äro orsaken. Att förorening är orsaken kan man däremot misstänka, om en mera omfattande fiskdöd inträffar på en gång, då i regel flera olika arter äro representerade bland de döda fiskarna. Först dö fiskar av de arter, som äro mest känsliga för föroreningar, vare sig det är fråga om giftverkan eller kvävning, t. ex. de laxartade fiskarna, om dylika finnas i vattendraget, därefter de något mindre känsliga rovfiskarna gös, aborre och gädda, sedan mört- och braxenfiskar, så ål och sutare och sist de mest motståndskraftiga, nämligen rudorna.

De olika typerna av direkt skadeverkan på fiskar genom avloppsvatten uppdelas lämpligen i följande grupper:

- A. Mekanisk påverkan.
- B. Fysikalisk påverkan.
- C. Giftverkan.
- D. Kvävning genom syrebrist.
- E. Smakförsämring hos fiskar.

A. Mekanisk påverkan.

Fiskarena själva hålla gärna före, att grumling av fiskevattnet genom fasta partiklar i avloppsvattnet skulle vara direkt farlig för fisken särskilt i så måtto, att detta slam fastnar på, klibbar igen och skadar de ömtåliga gälarna samt därigenom försvårar andningen. Härvidlag skulle ifrågakomma svävande cellulosa-fiber, textilfiber, håravfall i garveriernas avloppsvatten, flockar av smutsvattensvamp, anrikningsslam, m. m. En frisk fisk synes emellertid ha stor förmåga att hålla gälarna rena från dylika partiklar främst tack vare den silapparat, som uppbygges av de s. k. gälrvständerna. Upprepade gånger har jag haft tillfälle undersöka fiskar tagna i fiberförorenat vatten utan att påträffa någon fiber på gälbladen. I enstaka fall ha dock fiber förekommit på dessa, men då har det gällt döda eller sjuka fiskar (laxöring), varvid gälarna samtidigt varit starkt slemmiga. I ett akvarium med tre liter vatten och 200 mg/l fiber höllos under riklig genomluftning, som bidrog till fiberns cirkulation, under 3 veckor en harrunge, en mört och en ruda utan att någon av dem på något sätt skadades av den rikliga fiberförekomsten i akvariet. Förekomsten av fiber på gälarna synes således vara en sekundär företeelse. Först sedan gälarna på annat sätt skadats — eventuellt genom för stark surhetsgrad i vattendraget, vilken medför retning av den tunna gälhuden och slemavsöndring — tycks fiskarnas förmåga att hålla gälarna fria från fiber eller andra partiklar upphöra. I vad mån skadeverkan därvidlag framkallas av de partiklar, som fastna, eller av syraverkan är emellertid ej så lätt att avgöra.

Enligt äldre uppgifter i litteraturen skulle de ofta skarpkantade fina mineralsplittorna i svävande anrikningsslam kunna framkalla små blödande sår på de tunna gälbladen och även skada ögonen på fiskar, som uppehålla sig i dylikt vatten. Dylik skadeverkan torde emellertid behöva kontrolleras genom förnyade försök. Även skulle enligt litteraturen ett ytskikt av utsläppt olja eller fett, om fiskarna komma i beröring därmed, kunna medföra direkt skada på gälar och hud.

I stort sett torde man dock med WUNDSCH kunna påstå, att mekanisk förorening av fiskevatten blott i undantagsfall och då i samverkan med andra faktorer förmår att *direkt* skada fiskar.

B. Fysikalisk påverkan.

Temperaturhöjning. Genom utsläppande av större volymer varma avloppsvatten, t. ex. kondensvatten eller kylvatten, kan undantagsvis inträffa så stark uppvärmning i recipienten (över c:a 25° C), att fiskar direkt skadas. Indirekt kan även en väsentligt mindre temperaturökning vara skadlig för fiskbeståndet, nämligen genom ökad syreförbrukning i samband med organisk förorening, ökad giftverkan av vissa ämnen vid högre temperatur m. m.

Osmotisk påverkan. Till fysikalisk påverkan får också räknas påverkan av koncentrerade saltlösningar i den mån dessa icke äro direkt giftiga. Särskilt vid plötslig påverkan av dylik lösning uppträda osmotiska fenomen,

som framförallt skada gälarna och därmed kunna förorsaka fiskdöd genom kvävning. Plasmolys och skrupningsprocesser äga rum. Fisken minskar mer eller mindre starkt i vikt. Talrika försök över skadeverkan på sötvattensfiskar vid överföring i havsvatten av olika salthalt ha visat, att olika fiskslag äro mycket olika känsliga för dylik osmotisk påverkan. För rena sötvattensfiskar torde emellertid övre gränsen ungefärligen kunna anges till 1 % koksaltlösning. Såvitt angår utsläppande av salthaltiga avloppsvatten, kan för svenska förhållanden dylik osmotisk skadeverkan ej anses vara av större praktisk betydelse.

C. Giftverkan.

Över olika ämnens giftverkan på fiskar föreligger en rikhaltig litteratur. Det ligger i sakens natur, att experimentella undersökningar härvidlag måste tillgripas. Genom akvarieförsök prövas ett ämnes giftverkan i olika koncentrationer och genom en serie samtidigt fortlöpande försök fastställles den utspädning eller koncentration (i regel angiven i milligram per liter vatten), vid vilken tydlig påverkan på försöksfiskarna kan konstateras, den s. k. skadlighetsgränsen, samt motsvarande värde, då försöksfisken dör, den s. k. dödlighets- eller letalitetensgränsen.

Självklart är att tidsmomentet härvidlag spelar en mycket viktig roll. För den jämförande toxikologin kan det vara bäst att arbeta med relativt korta försökstider för att undvika inverkan av vissa störande faktorer t. ex. kemiska förändringar under försökets gång, syrebrist som uppstår genom fiskens egen syreförbrukning m. m. Sålunda har denna vetenskap ofta arbetat med så kort försökstid som 1 timme och då experimentellt fastställt såsom skadlighetsgräns den koncentration, vilken tydligt påverkat fisken inom denna tid, och såsom dödlighetsgräns den koncentration, vid vilken försöksfisken dött efter 1 timmes påverkan. En dylik kort försökstid ger emellertid i regel ett alldeles för högt koncentrationvärde för att kunna läggas till grund för bedömning av giftverkan i recipienten, där oftast försigår en mycket långvarigare påverkan genom avloppsvatten, vid vilken betydligt lägre koncentrationer av giftet kunna göra sig gällande. Det har vid olika försök visat sig, att en fisk ännu efter ett par dygn varit till synes fullständigt opåverkad och att först efter 3:dje eller 4:de dygnet giftverkan börjat göra sig märkbar. Försökstiden bör därför, alldeles särskilt när det gäller mera komplicerade organiska föroreningar, utsträckas. Vid statens fiskeriundersökningsanstalt har därför i regel arbetats med en försökstid av 5 dygn eller 120 timmar. Vid dylik längre försökstid är det emellertid nödvändigt att så långt som möjligt eliminera ovannämnda störande faktorer, om resultatet skall bli riktigt med hänsyn till giftverkan. Följande bör härvid iakttagas:

1. Som försöksfiskar användas lämpligen ungar (5 à 15 cm långa) av våra vanliga fiskar, såsom lax eller laxöringungar, mört och abborre, medan mera okänsliga fiskslag såsom ruda och guldfisk äro olämpliga, när det gäller ett mera allmänt bedömande av skadeverkan på fiskbeståndet.

2. Försöksfiskarna bära före försöket under minst någon vecka ha hållits i akvarium under samma betingelser och i samma renvatten, som sedan användes under försöket.

3. Vattenvolymen i det öppna akvariet eller försökskärlet bör vara så stor, att risk för syrebrist genom fiskens egen syreförbrukning ej föreligger. För en fiskunge om 5 à 15 cm är 1 liter därvidlag tillräcklig. Är det ämne, som skall prövas, i och för sig syreförbrukande, kan dock genomluftning bli nödvändig. Särskilt om genomluftning sker, kan genom kemiska eller biologiska processer giftverkan minskas under försökets gång. Därför bära vätskorna i provkärnen förnyas en eller eventuellt två gånger om dygnet.

4. Vattnets reaktion — pH-värde — kontrolleras under försökets gång. Det bör ej understiga 5·5 eller överstiga 8·5. Så konstant pH-värde som möjligt bör hållas i försöksserien.

5. Samtidigt kontrollförsök med renvatten utföres.

Under försöksseriens gång antecknas med lämpligt tidsintervall vilken påverkan som sker på fiskarna. Omedelbart efter det försöksfiskarna insatts uppträder i regel viss skrämselfreaktion — fisken rusar, får ökad andningsfrekvens o. s. v. Dessa symptom annoteras ej. I försöksprotokollen kan lämpligen följande sifferskala användas för att beteckna fiskarnas tillstånd under försökens gång.

Primär skrämselfreaktion vid försökets igångsättande.

0. Ingen påverkan.

1. Tecken på ökad eller minskad retbarhet.

2. Jämviktsstörningar börja uppträda.

3. Försöksfisken ligger under kortare perioder stilla i sidoläge.

4. Krampartade rusningar, ofta mot ytan, åtföljda av att fisken sjunker tillbaka i sido- eller ryggläge.

5. Fisken ligger längre perioder stilla i sido- eller ryggläge. Ibland vid ytan (t. ex. mört) men i regel vid botten. Andningsrörelser fortfarande tydliga.

6. Fisken ligger konstant stilla i sido- eller ryggläge. Andning försvagad och ojämn med längre uppehåll. Strax före fiskens död kunna ibland muskelryckningar iakttagas.

†. Död.

En dylik gradering av giftverkan underlättar protokollföringen över försöken, gör den mera överskådlig och kan också utnyttjas för registrerande av förloppet medelst kurvor. Förloppet kan nämligen variera högst väsentligt för olika giftämnen. I ett fall kan en viss koncentration av ett ämne snabbt medföra tydlig påverkan och det sedan likväl dröja flera dygn, innan försöksfisken dör. I ett annat fall kan fisken till synes vara opåverkad kanske ett par tre dygn för att sedan relativt snabbt dö.

Inom en industri förekomma ej sällan olika mer eller mindre giftiga avfallsvätskor. När det gäller att klarlägga, var inom driften det skadliga till-

skottet är störst och på vilka punkter åtgärder i första hand böra sättas in, måste icke enbart de olika avfallsvätskornas giftighetsgrad bestämmas, utan givetvis hänsyn tagas även till deras volym. För att vinna större överskådlighet i ett dylikt fall har vid undersökningar, som utförts av civilingenjör H. BERGSTRÖM och mig, införts begreppet *giftenheter*. En vätska säges sålunda innehålla t. ex. 500 giftenheter per liter, om densamma erfordrar en utspädning av renvatten med 500 gånger för att försöksfisken skall dö först efter 5 dygn. Som försöksfisk användes lämpligen den känsligaste av de nyttofiskar, som förekomma i den recipient, i vilken avloppsvattnet i fråga utsläppes. Härvidlag ifrågakomma ofta lax- eller laxöringungar. Då det givetvis är svårt att vid försöken träffa just den koncentration, som innebär att försöksfisken dör efter exakt 5 dygn, får i regel fixerandet av antalet giftenheter i någon mån ske uppskattningsvis. Om försöksfisken t. ex. vid en utspädning 1:40 dör efter 4 dygn, vid en utspädning 1:60 först efter 6 dygn, kan antalet giftenheter skattas till 50 o. s. v.

Olika typer av giftverkan (huvudsakligen efter sammanställningar av STEINMANN och WUNDSCH).

1. *Ämnen som förändra det omgivande mediets, alltså vattnets, reaktion.* Reaktionen i fiskarnas blod och kroppsvätskor är normalt svagt alkalisk; $\text{pH} = \text{c:a } 7.5-8.0$. I viss utsträckning kan fisken hålla detta värde konstant även vid smärre förskjutningar i det omgivande vattnets pH-värde, särskilt när dessa framkallas av naturliga orsaker, t. ex. pH-sänkning genom närvaro av humussyra, kolsyrebildning o. s. v. och pH-höjning genom stark assimilation av alger och andra vattenväxter. Sjunker pH-värdet t. ex. genom utsläppning av fria starka syror, kunna dessa, även i så små koncentrationer att någon direkt skada å organen ej inträffar, diffundera in i blodet och ändra reaktionen därhän, att koagulering och fällning uppstå. Cirkulations- och sekretionsprocesser störas och döden kan så småningom följa. Dylika ändringar i vattnets reaktion betraktas av flera forskare ej som direkt giftverkan. De äro ej specifika för en viss syra eller, när det gäller pH-höjning, för en viss bas utan äro beroende på den för alla dessa ämnen karakteristiska egenskapen att öka mängden fria H-joner eller OH-joner i vattnet.

2. *Gifter som framkalla stark slemavsöndring på hud och gälar.* Fiskarnas hud innehåller talrika slemceller, vilka ha till funktion att med sitt sekret bilda ett tunt sammanhängande slemöverdrag, som skyddar fiskarnas tunna, ej förhornade överhud. Syror och alkalier, särskilt de senare, utlösa även i små koncentrationer stark slemavsöndring hos fisken, vilken närmast är att betrakta som en skyddsreaktion. Som redan berörts kan emellertid stark slemavsöndring på gälepitelet medföra, att svävande partiklar i vattnet fastna på gälarna och tillsammans med slemmet försvåra fiskens andning.

3. *Etsande eller frätande gifter.* Härvidlag ifrågakomma starka syror och alkalier men kanske framförallt klor, som har en mycket stark etsverkan på fiskens olika organ. I första hand skadas hud och gälepitel. Sår och

nekroser uppstå och härav vållas en sekundär infektion genom bakterier och svampar, framförallt de vanligt förekommande saprolegniaceerna. Svåra frätskador på gälarna (t. ex. genom fri klor) kunna nästan omedelbart föra till fiskens död. En dylik frätverkan kan emellertid snarare betecknas som en mekanisk skada. Fisken skadas utan att i ordets egentliga mening förgiftas.

4. *Protoplasmagifter, blodgifter, nervgifter.* Till denna grupp höra de »äkta gifterna» med s. k. specifik substansverkan. Även så små koncentrationer, att de ej eller blott med svårighet kunna påvisas med kemiska undersökningsmetoder kunna verka skadliga. De ha såtillvida en med fermenten likartad verkan. Hit höra såväl oorganiska substanser, t. ex. giftiga metallsalter, som organiska substanser. Ett blodgift kan skada blodserum eller blodkroppar. Nervgifter framkalla i första hand nervösa störningar, såsom jämviktsrubbnings- och flyktreaktioner. Enligt STEINMANN torde i regel såväl protoplasmagifter som nervgifter transporteras genom blodsystemet, varför det knappast låter sig göra att strängt hålla isär de nämnda tre grupperna av äkta gifter. Nervösa reaktioner i synnerhet kunna emellertid utlösas även genom direkt retning av ytligt belägna nervslut och sinnesorgan.

Som framgår av det hittills sagda om giftverkan på fiskar, äger denna ute i recipienten rum på så sätt, att det i vattnet lösta giftet direkt skadar hud och gälar eller diffunderar in i kroppsvätskorna. Däremot utgår blott sällan, när det gäller verkan av avloppsvatten praktiskt taget aldrig, giftverkan från tarmen, d. v. s. genom att fisken »äter» giftet. Fisken slukar således ej vatten från det omgivande mediet utan pressar med tillhjälp av svalgmuskulatur eller svalgtänder bort så mycket som möjligt av vätskan från närringsdjuren, innan dessa transporteras ned i tarmkanalen. Tarminnehållet är också anmärkningsvärt torrt hos fiskarna. Fiskdöd i smärre omfattning kan dock förekomma på grund av giftig näring, men då som sagt ej direkt i samband med vattenförorening. Sålunda har det hänt vid dammodling, att foeller och även karpungar dött på grund av utfodring med skämda eller alltför salta fodermedel. Inflammation av tarmslemhinnan har förorsakats. Det förekommer även, dock mindre än förr, att giftigt agn kommit till användning för fiskfångst. Mest bekant är användandet av s. k. kokkelkärnor, i vilka pikrotoxin är det verksamma giftet. Även härvidlag förmedlas giftverkan via tarmkanalen.

I följande avsnitt kommer en del olika ämnens skade- eller giftverkan att närmare omnämnas (huvudsakligen efter sammanställningar av STEINMANN och HELFER, i några fall efter egna undersökningar). Endast sådana ämnen, som kunna antagas ingå i olika avloppsvatten, medtagas, varemot de talrika ämnen, vilkas giftverkan undersökts även på fiskar, men som huvudsakligen ha medicinskt intresse, ej medtagas.

Syror och alkalier.

Som redan nämnts, verka dylika ämnen i starkare koncentrationer skadligt genom sin rent frätande verkan. Detta inträffar dock i regel endast mera

lokalt nedströms om avloppets mynning i recipienten. Inom betydligt större delar av recipienten kunna dock syror och alkalier ändra reaktionen hos vattnet så starkt, att skadlig inverkan på fiskar äger rum utan att direkt frätverkan samtidigt uppträder. Detta är förhållandet så snart pH-värdet förskjutes under c:a 5.0 eller över c:a 9.0.

Skogs- och mossvatten kunna ibland på grund av riklig förekomst av fria humussyror ha en så stark surhetsgrad, att fiskdöd inträffar. Sålunda har bland annat SCHÄPERCLAUS (1926) påvisat, att karp och gädda i dylika vatten med ett pH-värde av 4.8 dukt under utan att syrebrist samtidigt förefanns. DAHL (1926) visade, att laxöringyngel dödades när pH-värdet i dylikt vatten sjönk till 5.0, men även menligt påverkades i sin utveckling vid något mindre surhetsgrad eller vid pH-värden mellan 5.0—5.5. Man får således räkna med, att i varje fall, då pH-värdet i en recipient sjunker till 5.0 eller därunder, en direkt skadeverkan på fiskarna, som uteslutande beror på vattnets surhetsgrad, är för handen. Vid närvaro av större mängd järn i vattnet ligger gränsen något högre eller vid c:a 5.5. När det gäller den övre gränsen, alltså i det alkaliska området, har särskilt BANDT utfört experimentella försök. Han anger den dödliga gränsen för laxöring och abborre till 9.2, för mört till 10.4, för gädda till 10.7 och för karp och sutare till 10.8. Även dylika höga pH-värden kunna utan direkt förorening uppträda i samband med stark assimilation i algrika, kalkfattiga vatten. De äro emellertid då i regel mera tillfälliga och kortvariga och uppträda i allmänhet blott i ytvattnet ned till ringa djup och torde endast undantagsvis medföra fiskdöd.

Ett flertal olika industrier karakteriseras av sura avloppsvatten. I första hand kunna nämnas metallindustrin med dess betnings- och galvaniseringsvätskor (svavelsyra, saltsyra), textilindustrin, bl. a. konstsilkefabriker (svavelsyra), fettindustrin (svavelsyra), sprängämnesindustrin (svavelsyra, salpetersyra), gödningsämnesfabriker m. fl. Vanligen rör det sig om de tre starka syror svavelsyra, saltsyra eller salpetersyra, alldeles särskilt den förstnämnda. Mera sällan förekommer svavelsyrlighet, som även har en stark specifik giftverkan, och fosforsyra. Även organiska syror såsom ättiksyra, oxalsyra, smörsyra och mjölksyra kunna nämnas, ehuru härvidlag sannolikt en mera specifik giftverkan tillkommer. Ofta bildas dylika organiska syror först i samband med sönderdelningsprocesser ute i recipienten av den organiska substansen i ett avloppsvatten. Sura avloppsvatten av betydelse härröra även från sulfid- och pappersindustrin.

De tre starka syror svavelsyra, saltsyra och salpetersyra ha alla enligt försök ungefär samma skadlighetsgräns för fisk, nämligen vid en utspädning av c:a 1:20 000 (motsvarande en syrahalt av 50 mg/l). Alldeles särskilt när det gäller syraverkan på recipienten måste emellertid utom till utspädningsgraden hänsyn tagas till vattnets förmåga att binda syran och eliminera syraverkan. Denna förmåga är beroende av vattnets naturliga halt av karbonater, vilken i sin tur främst är beroende av kalkhalten. Ju högre vattnets kalkhalt är, desto snabbare bindes den fria syran. Våra svenska vattendrag ha i stor omfattning (urbergs- och mossom-

råden) ett humusrikt och kalkfattigt vatten ($\text{CaO} = 3\text{--}6 \text{ mg/l}$) och ha därför också en låg syrabindningsförmåga. För närmare kännedom om inverkan av det sura avloppsvattnet från en sulfittfabrik på vattendragens pH-värde kan hänvisas till min uppsats om »Cellulosafabrikerna och fisket» (litt.fört. nr 23).

Svavelsyrighet. Detta ämne har, såsom redan framhållits, en mycket stark och hastigt inträdande giftverkan. Försök ha utförts med olika fiskar, varvid man funnit, att t. o. m. så små mängder som 0.5 mg/l ge tydligt utslag. Redan efter 3 minuter intog en laxöring vid denna koncentration sidoläge. Skadlighetsgränsen ligger således vid en ungefärlig utspädning av $1 : 2\,000\,000$ (0.5 mg/l). Den fria svavelsyrigheten bindes och oxideras emellertid snabbt i recipienten och har således ingen större räckvidd. Fri svavelsyrighet kan förekomma i smärre mängd i sulfittluten. Utsläppning av kylvatten från syra-avdelningen vid en sulfittfabrik, starkt förorenat av svavelsyrighet, har vid en av mina undersökningar konstaterats med åtföljande fiskdöd i vattendraget. Ombyggnad av maskineriet blev nödvändig för att förhindra svavelsyrighetens övergång till kylvattnet.

Alkaliska avloppsvatten. Härvidlag ifrågakomma i första hand avloppsvatten, som innehålla överskott av kalk, natriumhydrat och soda. De kunna härstamma från kalkverk, cementfabriker, karbidfabriker, klorkalk- och sodafabriker m. fl. Textilindustrier och tvättanstalter ha ofta ett mer eller mindre starkt alkaliskt avloppsvatten. Detsamma gäller garverier. För desinfektion och neutralisering av sura avloppsvatten användes ofta kalk. För hög alkalitet (pH över c:a 10) verkar, såsom redan nämnts, direkt frätande på hud och gälar. Stark slemavsöndring framkallas, varvid till skillnad från syrapåverkan slemmet ej koagulerar utan förblir genomskinligt. Hudcellerna förslemmas och svälla. Alkalier framkalla i mera utpräglad grad än syror nervösa rubbningar. Även när det gäller alkaliska avloppsvatten, verkar recipientens kalkhalt som en regulator för att minska skadeverkan. Ju större kalkhalten d. v. s. kvantiteten av det sura kalciumbikarbonatet är, desto snabbare bindas de överskjutande OH-jonerna.

Kalkhydrat. Bränd kalk (CaO) övergår, när den sättes till vatten, till släckt kalk eller kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), som i viss mängd går i lösning, och det är således i denna form kalken kan verka skadligt på fiskarna. 70 mg/l dödar en laxöring på c:a 30 min. Skadlighetsgränsen ligger emellertid betydligt lägre eller vid c:a $1 : 50\,000$ (20 mg/l).

Klor och klorföreningar.

Fri klor användes i stor omfattning inom olika industrier, särskilt textilindustrin och pappersindustrin, för blekning. Vidare användes klor allt mera för sterilisering av såväl vattenledningsvatten som olika avloppsvatten, särskilt kloakvatten. Vissa klorföreningar och preparat, såsom klorkalk och hypoklorit, ha en bleknings- och steriliseringsverkan, som motsvarar den verkan fri klor utövar. Den fria klore har en utomordentligt stark giftverkan på fiskar och andra vattendjur. Lyckligtvis bindes den snabbt, när

den kommer ut i recipienten, och förlorar därmed också sin väsentliga skadeverkan. Dock kunna ofta i första hand uppstå olika organiska klorföreningar, t. ex. i blekningsvätskor, vid klorering av kloakvatten m. m., vilka sönderdelas mera långsamt och som fortfarande bibehålla mer eller mindre stark giftverkan. Kloren oskadliggöres i recipienten snabbare ju högre vattnets kalkhalt och framför allt dess halt av organisk substans är. Dessutom går denna process fortare vid hög än vid låg vattentemperatur. I ett fall kan således den fria kloren vara bunden redan några meter nedströms om avloppets mynning i recipienten, i ett annat fall kanske först efter några hundra meter. Även om således fri klor i regel ej i någon större omfattning förefinnes i recipienten, äro de många olika försök, som utförts över dess giftverkan på fisk, av intresse. Särskilt anmärkningsvärt är, att giftverkan för samma koncentration är större vid låg vattentemperatur än vid hög. Koncentrationer mellan 0.15 och 0.2 mg/l fri klor visade sig ha dödlig inverkan på försöksfiskarna, t. ex. karp, vid en temperatur hos vattnet av 4—5° C. Vid högre temperaturer (10—15° C) kunde emellertid vid för övrigt samma betingelser ingen skadeverkan påvisas. Skadlighetsgränsen för fri klor kan beräknas ligga vid en utspädning av c:a 1: 8 000 000 (0.125 mg/l).

Klor kalk, som är en förening av kalciumklorid och kalciumhypoklorit, ur vilken klor lätt frigöres, innehåller ungefär 30—35 % aktiv klor. Utom giftverkan av kloren medför användandet av klorkalk en nedsmutning av recipienten genom de olösliga kalkresterna. Enligt WEIGELTS försök dogo foreller och laxungar regelbundet vid utspädningar av 1: 1 250 000. T. o. m. de motståndskraftiga sutarna dogo vid utspädningar under 1: 200 000. De laxartade fiskarna visade sig således åter vara särskilt känsliga. Skadlighetsgränsen kan sättas vid 1: 2 000 000 (0.5 mg/l). Vad som ovan sagts om recipientens förmåga att snabbt binda fri klor gäller givetvis även klorkalkens klorverkan.

Klorider. Klor, bunden vid metalljon, alltså i form av salter eller klorider, har obetydlig giftverkan. Man måste således starkt hålla isär förekomsten av fri klor och klor som jon i vattnet. I analysbevis från kemiska stationer m. fl. anges i regel, att vattnet innehåller så och så många mg klor per liter. Denna siffra motsvarar nästan alltid bunden, alltså ur giftighets-synpunkt ofarlig klor. I annat fall bör anges, att fri klor är för handen. Den oftast förekommande kloriden i oförorenade och många förorenade vatten är vanligt koksalt eller klornatrium. Dess skadlighetsgräns för sötvattensfiskar kan sättas ungefär vid en utspädning 1: 100 (10 000 mg/l), även om den varierar starkt för olika fiskslag. Den har, såsom redan tidigare framhållits, en mera fysikalisk eller osmotisk skadeverkan än direkt giftverkan. Detsamma kan sägas om klorkalium, även om skadlighetsgränsen ligger vid något svagare koncentration eller ungefär 1: 200 (5 000 mg/l). Klorkalcium och klormagnesium, särskilt det senare saltet, har dock en mera tydlig giftverkan. WEIGELT fastställde således skadlighetsgränsen för det förra saltet genom försök med

sutare, gädda och laxöring till ungefär 1:300 (3 300 mg/l), för det senare vid försök med ål, sarv, sutare m. fl. till ungefär 1:1 000 (1 000 mg/l). De båda sistnämnda kloriderna förekomma bl. a. i avloppsvatten från klorkalk- och sodafabriker och vissa metallindustrier, särskilt vid neutralisering av avloppsvatten med saltsyresura betningsvätskor.

Egentliga metallsalter.

Särskilt i metallindustrins avloppsvatten kan förekomma ett stort antal mer eller mindre giftiga metallsalter innehållande koppar, zink, järn och bly m. fl. metaller. Kopparsulfat utsläppes ibland också med avloppsvattnet från impregneringsanster. Endast mera allmänt förekommande metallsalter skola här närmare beröras. Om man bortser från järnsalter, förekomma dessa föreningar dock i regel i så små mängder i avloppsvattnet, att skadeverkan blir begränsad till vattendraget närmast nedströms om avloppets mynning i recipienten.

Av de nämnda metallsalterna ha kopparföreningarna den ojämförligt starkaste giftverkan ej blott på fiskar utan i ännu högre grad på smådjur i vattnet (NAUMANN'S Daphnia-försök) och på algfloran. Kopparsulfat har också särskilt i Amerika kommit till utbredd användning för att förhindra för stark algbildning i vattenmagasin för vattenledningsverk, fiskdammar m. m. Överdoser eller ojämn fördelning kan lätt leda och har även i flera fall lett till skadeverkan å fiskbeståndet. Skadlighetsgränsen för de mera känsliga laxfiskarna uppnås redan vid så stark utspädning som 1:10 000 000 (0.1 mg/l). 0.2—0.5 mg/l verkar direkt dödande på laxartade fiskar, medan mindre känsliga fiskslag tåla något högre halt. SNELL anger från försök utförda i samband med algbekämpning med kopparvitriol giftgränsen för forell till 1:7 000 000, för karp till 1:3 000 000.

Zinksalter, sulfat och klorid, förekomma bl. a. i skölvatten m. m. från galvaniseringsverk. De verka ej på långt när så giftigt på fiskar som kopparsalter. Skadlighetsgränsen kan för sulfatet sättas vid en utspädning av 1:3 300 (300 mg/l), för klorider vid 1:10 000 (100 mg/l).

Järnsalter, sulfat och klorid, förekomma i stark koncentration i metallindustrins betningsvätskor och skölvatten och i kopparverks restlut. Även om den specifika giftverkan ej är alltför stark — för ferro- och ferrisulfat ligger gränsen vid c:a 1:4 000 (250 mg/l), likaså för ferroklorur, för ferriklorid något lägre eller vid 1:3 300 (300 mg/l) — spela dessa lösta järnsalter, därigenom att de ofta förekomma, en ej oväsentlig roll. Giftverkan försvinner emellertid relativt snabbt i recipienten, fortare ju högre vattnets syrehalt och pH-värde äro. Järnet faller ut som bruna flockar av järnoxidhydrat antingen direkt eller genom förmedling av järnbakterier. Denna järnutfällning får i och för sig betraktas som ogiftig men bidrar till att smutsa ned vattnet och verkar steriliserande på bottendjurlivet, ofta på mycket långa sträckor nedanför föroreningskällan.

Järn i lösning förekommer emellertid som bekant i stor utsträckning i naturliga vatten, särskilt i grundvatten i form av ferrokarbonat, mera sällan

som järnvitriol. Även dylik järnförekomst kan givetvis på liknande sätt genom utfällning ge upphov till skadeverkan ur fiskerisympunkt. Fiskarnas gälar ha en svag alkalisk reaktion, vilken, om vattnet är för järnhaltigt, kan föranleda utfällning av järnoxidhydrat direkt på gälarna. Dels ur denna synpunkt dels med hänsyn till igenslamning av rom- och yngeltråg är det av stor vikt, att vattnet i en fiskodlingsanstalt ej är nämnvärt järnhaltigt. Vattnets järnhalt bör ej överstiga 0·4—0·5 mg/l.

Ammoniak och ammoniumföreningar.

Ammoniak eller ammoniumsalter förekomma i talrika avloppsvatten. Som exempel kan nämnas avloppsvatten från destillationsverk för kol och trä, t. ex. gas- och koksfabriker, ättikfabriker, mera sällan i avloppsvatten från metall- och textilindustri. Kloakvatten, gödselvatten samt avloppsvatten från livsmedelsindustrin överhuvudtaget innehålla ammoniak eller dess föreningar, eller också bildas de i recipienten under sönderdelningen av den kvävehaltiga organiska substansen, t. ex. äggviteämnen, urinämne. Fri ammoniak har en mycket stark giftverkan men förekommer som sådan sällan ute i recipienten utan här i stället i bunden form och är då väsentligt mindre giftig. I analysbevis anges ofta, att ett vatten innehåller så och så många mg ammoniak per liter. Det är av vikt att betona, att det ej härvidlag rör sig om fri ammoniak utan om ammoniak i bunden form.

Fri ammoniak har stark giftverkan på fiskar och framkallar överkänslighet mot mekaniska och optiska retningar, jämviktsrubbningskramp i fenor och muskler samt medför vid tillräcklig koncentration snabbt döden. T. o. m. den motståndskraftiga karpnen dog vid försök redan efter några minuter vid en utspädning av 1:10 000, regnbågsforell vid 1:200 000 och löja vid 1:500 000. Skadlighetsgränsen kan sättas vid en ungefärlig utspädning av 1:800 000 (1·25 mg/l). Ammoniak i bunden form ofta som ammoniumklorid eller ammoniumsulfat har skadlighetsgränsen 1:2 500 (400 mg/l). Starkare giftverkan, gränsen c:a 1:5 700 (175 mg/l), har ammoniumkarbonat.

Cyanföreningar.

Cyan, i regel bunden vid ammoniak, natrium eller kalium, förekommer i avloppsvattnet från olika bergs- och metallindustrier, från gas- och koksverk, ammoniakfabriker, tjärfabriker och liknande. Cyanväte eller blåsyra är ett lika starkt gift för fiskar som för människor. Särskilt påverkas fiskarnas andning, hud och gälar. Fri blåsyra torde endast sällan kunna påvisas ute i recipienten, i så fall närmast avloppens mynning. Skadlighetsgränsen för de ovannämnda alkalicyaniderna ligger vid ungefär 1:500 000 (2 mg/l). Föreningar med komplex cyanjon t. ex. ferro- och ferricyankalium, rodankalium och rodanammonium, de sistnämnda förekommande i bl. a. koksverkens avloppsvatten, ha en betydligt mindre giftverkan eller först vid 1:10 000 å 1:7 000 (100 å 150 mg/l).

Svavelväte och sulfider.

Dessa giftiga föreningar förekomma i ett flertal avloppsvatten från metallindustrier, gas- och koksverk, textilindustrier och garverier. Sekundärt bildas svavelväte i recipienten vid förruttnelseprocesser av organisk substans, i första hand äggviteämnen. Flertalet olika avloppsvatten från livsmedelsindustrin kunna således i recipienten framkalla svavelvätebildning i första hand i bottenavsättningar av uppslammat avfall (kloakslam, avfall från garverier, slakterier m. m.). Det i botten slammet bildade svavelvätet sprider sig upp i vattnet men oxideras och oskadliggöres av vattnets fria syre, så länge sådant är för handen i tillräcklig mängd. Svavelvätet är således starkt syreförbrukande och skadar fiskar i första hand genom att framkalla syrebrist. Vid så stark förorening, att vattnet konstant håller svavelväte, har fiskbeståndet redan dött på grund av syrebrist. Direkt giftverkan på fiskar av svavelväte förekommer således i recipienten närmast genom utsläppande av svavelvätehaltiga eller sulfidhaltiga avloppsvatten. Skadlighetsgränsen för fri vätesavla ligger vid en utspädning av c:a 1: 800 000 (1.25 mg/l). Det i sulfiderna bundna svavelvätet har mindre stark giftverkan, men det frigöres omedelbart vid sur reaktion. Vid vissa garverier och textulfärgier användes natriumsulfid i driften. Sammanföres sulfidhaltiga avloppsvatten med sura sådana från dessa industrier, frigöres svavelväte. Även konstsilkeindustrin (viskosförfarandet) har avloppsvatten innehållande svavelväte.

Arsenik.

Även om vattenlösliga arsenikföreningar mera sällan utsläppas med avloppsvatten, har det dock förekommit, att överskottsarsenik i form av arseniksyrlighet utsläppts direkt i recipienten. Likaledes kunna arsenikföreningar användas som impregneringsmedel för trä eller betong, som nedsättes eller gjutes i vatten, och i samband härmed framkalla viss lokal giftverkan. WELGELT fann att arseniksyrlighet vid en utspädning av 1: 10 000 efter 8 dagar dödade sutare. De försök jag utfört med laxungar visade c:a 14 ggr så stark giftverkan hos arseniksyrlighet och arsenit. Däremot var arsenatens giftverkan betydligt svagare, med gränsen vid en utspädning av 1: 10 000. Såväl i försöken som givetvis även i recipienten oxideras emellertid de giftigare arseniten relativt snabbt till arsenat. Akvarieförsök med genomluftning visade således, att efter 5 dygn 85 % av arseniksyrligheten omvandlats i arsenat. Skadlighetsgränsen kan således sättas till c:a 1: 140 000 (7 mg/l) för arseniksyrlighet och c:a 1: 10 000 (100 mg/l) för arseniksyra.

Fenol, kresol och likartade föreningar.

Vid ett flertal industrier, som framställa produkter genom torrdestillation av kol, torv eller trä, uppträda regelbundet i avloppsvattnen karbolsyra eller fenoler och kresoler vid sidan av ett flertal andra giftiga föreningar såsom cyanföreningar, rodanider, ammoniak, svavelväte och sulfider, vilkas gift-

verkan redan har behandlats, samt dessutom naftalin, pyridinbaser, kresot, tjära m. m. Dylika industrier äro koksfabriker och gasverk, gasgeneratoranläggningar vid metallindustri, keramisk industri m. fl. för framställning av gas för uppvärmning av aduceringsugnar och brännugnar, trädestillationsverk för framställning av trätjära, träättika, metylalkohol m. m. och ammoniakfabriker. Även vid användningen av en del av nu nämnda produkter såväl som av naturliga brännoljor kan fenolförening uppträda i recipienten. Vid vägbehandling med medel, som innehålla tjära eller bestå av skifferolja e. dyl., har det även i vårt land inträffat, att stark nederbörd strax efter behandlingen sköljt ned så mycket av medlet i recipienten, att fiskdöd genom förgiftning uppträtt. Att spill av brännoljor och smörjoljor med sköljvatten tillföres kloaksystemen i ökad utsträckning är numera en alldaglig företeelse. Även med kyl- och kondensvatten samt sköljvatten från industriernas maskinella anläggningar, lokomotivstallar o. s. v. utsläppes ofta förbrukad olja, som kan föranleda liknande giftverkan.

Fenoler och kresoler äro starka fiskgifter. Förgiftningsbilden visar kraftigt ökad retbarhet, rusning, jämviktsrubbingar, krampartade företeelser hos fenor och muskulatur, ögonvälvning samt slutligen döden. Enligt olika forskares akvarieförsök medföra koncentrationer av fenol mellan 4 och 10 mg/l dödlig verkan. Vid egna 5-dagars försök med kresol har jag fastställt tydlig giftpåverkan för mera känsliga fiskslag, t. ex. laxungar, vid koncentrationer ned till 1 à 2 mg/l. Vid mina undersökningar i vattendragen visade det sig emellertid, att tydlig påverkan på fiskarna var för handen trots att samtidigt tagna vattenprov visade betydligt lägre fenolhalt eller ned till omkring 0.3 mg. Denna iakttagelse har bekräftats genom en undersökning av KALABINA, enligt vilken försöksfiskarna kunde uthärda en fenolhalt av 4—15 mg/l, medan i recipienten fiskdöd inträffade redan vid så låg fenolhalt som 0.2 mg/l. Förklaringen till dessa till synes mot varandra stridande undersökningsresultat torde vara den, att giftverkan av fenol i recipienten nästan alltid är kombinerad med sådan verkan av andra i avloppsvattnet samtidigt förekommande ämnen såsom naftalin, cyanider och sulfider. Ser man saken ur praktisk fiskerisympunkt bör således fenolers och kresolers skadlighetsgräns sättas vid det värde, som erhålles då vattenprov från recipienten analyseras d. v. s. vid en utspädning av 1: 3 000 000 (0.33 mg/l). Härtill kommer, att dessa ämnen ha förmåga att vid tillräckligt långvarig påverkan i ännu mindre koncentrationer, utan att till synes skada fisken, ge den »karbolsmak» som gör den oanvändbar som födoämne.

Klorfenoler uppträda, om fenolartade ämnen sammanträffa med fri klor. Dessa klorfenoler äro synnerligen giftiga och ge dessutom vattnet en mycket karakteristisk bismak av »jodoform» även i ytterligt små koncentrationer, för känsliga personer ända ned till utspädningar av 1: 750 miljoner. Det är således alldeles särskilt viktigt, att fenolhaltiga avloppsvatten icke utsläppas i sjöar eller vattendrag, från vilka vattenledningsverk hämta sitt råvatten, och detta särskilt med hänsyn till att klorering av vattnet numera är regel och alltså betingelserna för uppkomst av klorfenoler då ofta kunna

vara för handen. För påverkan på fiskar av klorfenoler torde skadlighetsgränsen kunna sättas vid en utspädning av c:a 1: 10 000 000 (0·1 mg/l).

Naftalin har stark giftverkan likartad fenolernas. Skadlighetsgränsen kan enligt försök sättas vid en utspädning av c:a 1: 700 000 (1·43 mg/l).

Pyridin har svag giftverkan, inträdande först vid koncentrationer av c:a 1: 1 000 (1 000 mg/l).

Organiska syror.

Organiska syror förekomma i vissa avloppsvatten, dock i regel icke i sådan omfattning att skadeverkan i recipienten blir av någon större betydelse. Giftverkan är vanligen dessutom relativt ringa. De vanligast förekommande organiska syrorna äro:

Oxalsyra,	skadlighetsgräns c:a	20 mg/l
Ättiksyra,	»	50 »
Mjölksyra,	»	50—100 »
Smörtsyra,	»	100 »
Garvsyra,	»	1 000 »

Färgämnen.

Avloppsvatten innehållande färgämnen härstamma i viss utsträckning från fabriker, som framställa dylika, men huvudsakligen från sådan industri, som använder färgämnen i sin drift, framför allt textil-, pappers- och garveriindustrierna. Färgämnena äro dels oorganiska, dels organiska föreningar. Antingen äro de s. k. naturliga färgämnen eller också äro de framställda på konstgjord väg. Många färgämnen äro praktiskt taget olösliga i vatten och ifrågakomma således knappast, när det gäller giftverkan. Till färgbaden inom ovannämnda industrier sättas ofta utom själva färgämnena vissa kemikalier, som kunna ha giftverkan, t. ex. svavelnatrium. De allmänt förekommande anilinfärgämnena äro i regel relativt ogiftiga. Andra organiska färgämnen, som särskilt finna användning inom pappersindustrin, kunna däremot ha mycket stark giftverkan. Som sådana kunna nämnas viktoriablått, brilliantgrönt, benzolgrönt, metylviolett och diamantgrönt. Stark giftverkan på fiskar har fastställts för dessa ämnen vid en utspädning av 1: 1 000 000. Skadlighetsgränsen torde för vissa av dem ligga vid ännu lägre koncentrationer. Även relativt ogiftiga färgämnen, som utsläppas med färgbaden, t. ex. anilinfärger, äro skadliga ur fiskerisympunkt i så måtto, att de verka bortdrivande på fiskarna, särskilt s. k. klarvattensfiskar, laxöring m. fl. De vandra därför, i den mån möjlighet föreligger, bort från det område av recipienten, som färgas av avloppsvattnet, antingen utför vattendraget eller upp i tillrinnande bivattendrag.

Övriga organiska gifter.

I avloppsvatten från vissa industrier, som bearbeta växter, förekomma organiska giftämnen. Här skola blott ett par exempel nämnas.

S a p o n i n förekommer bl. a. i sockerbetor och finnes således i sockerfab-

rikernas avloppsvatten. Giftverkan på fiskar är stark. Skadlighetsgränsen ligger ungefär vid en utspädning av 1:500 000 (2 mg/l). Giftverkan av saponin i recipienten träder dock helt i bakgrunden jämförd med avloppsvattnets syreförbrukande egenskaper.

Nikotin kan förekomma i tobaksfabrikens avloppsvatten. Skadlighetsgränsen ligger enligt STEINMANN ungefär vid en utspädning av 1:200 000 (5 mg/l).

Hartssyror förekomma framför allt i avloppsvattnet från sulfit- och sulfatindustrin men även vid pappersfabriker m. fl. som använda hartslim i driften. Särskilt i sulfatfabrikernas alkaliska avloppsvatten, där hartssyror förekomma i form av recinater, har giftverkan visat sig kunna ha mycket stor räckvidd inom recipienten. För närmare kännedom härom kan hänvisas till i litteraturförteckningen angivna arbeten av BERGSTRÖM och VALLIN. Akvarieförsök med olika substanser av hartssyra visa en tydlig giftverkan ännu vid så små mängder som 1 à 2 mg/l eller vid en utspädning av 1:1 000 000 à 1:500 000.

Fettsyror. Även de i nyssnämnda avloppsvatten ingående fettsyror ha en tydlig giftverkan på fiskar. Dock är denna betydligt svagare än hartssyrornas.

Oljor.

Föroreningsverkan av utsläppt olja har berörts i annat sammanhang (sid. 205). I första hand verkar den skadligt genom att försämra betingelserna för vattendjurens respiration. En oljehinna på vattnet hindrar dels de luftbehövande vattendjuren (många insekter, insektslarver) att hämta luft vid ytan dels vattnets syrsättning från luften.

Såväl mineraloljor som växtoljor ha också en direkt giftverkan på fiskar. Särskilt de förra kunna innehålla starka fiskgifter såsom fenoler, tjärämnen, ammoniak, svavelföreningar, vilkas giftverkan behandlats tidigare.

En del bensin på 40 000 delar vatten hade efter omskakning så stark giftverkan, att försöksfiskarna dogo inom 5 minuter. Skadlighetsgränsen ligger sannolikt betydligt lägre än vid en utspädning av 1:100 000 (10 mg/l).

Även växtoljorna verka i finfördelat eller emulgerat tillstånd direkt giftiga. Som exempel skall endast nämnas, att vanlig tvättsåpa verkar förgiftande på fiskar i så pass stark utspädning som c:a 1:15 000 (70 mg/l).

Urin och gödselvatten.

Urin och gödselvatten ingå i kloakvatten samt utsläppas ej sällan i recipienten från stallar och gödselstäder. Färsk urin, som ännu ej börjat gå i sönderdelning, kan betecknas som nästan ogiftig. Urin, som börjat gå i förruttelse, är däremot giftig och framkallar överkänslighet för retningar och kramp hos fiskarna även i starka utspädningar. Destillat av urin i förruttelse visade sig ha stark giftverkan vid en utspädning av c:a 1:50 000 (20 mg/l).

I nedanstående tabell lämnas en sammanställning av giftverkan på fisk hos de olika substanser, vilka berörts i den föregående redogörelsen.

Skadlighetsgränser för giftverkan på fisk hos olika substanser.

Ur litteraturen samt delvis efter egna försök.

Ämne	Utspädning	mg/l
Svavelsyra	1: 20 000	50
Saltsyra	1: 20 000	50
Salpetersyra	1: 20 000	50
Svavelsyrlighet	1: 2 000 000	0·5
Kalciumhydrat (kalk)	1: 50 000	20
Fri klor	1: 8 000 000	0·125
Klorkalk	1: 2 000 000	0·5
Klornatrium (koksalt)	1: 100	10 000
Klorkalium	1: 200	5 000
Klorkalcium	1: 300	3 300
Klormagnesium	1: 1 000	1 000
Ammoniak	1: 800 000	1·25
Ammoniumsulfat	1: 2 500	400
Ammoniumklorid	1: 2 500	400
Ammoniumkarbonat	1: 5 700	175
Cyankalium	1: 500 000	2
Ferrocyankalium	1: 10 000—7 000	100—150
Ferricyankalium	1: 10 000—7 000	100—150
Rodankalium	1: 10 000—7 000	100—150
Rodanammonium	1: 10 000—7 000	100—150
Kopparsulfat	1: 10 000 000	0·1
Zinksulfat	1: 3 300	300
Zinkklorid	1: 10 000	100
Ferrosulfat	1: 4 000	250
Ferrisulfat	1: 4 000	250
Ferroklorur	1: 4 000	250
Ferriklorid	1: 3 300	300
Svavelväte	1: 800 000	1·25
Arseniksyrlighet (arsenit)	1: 140 000	7
Arseniksyra (arsenat)	1: 10 000	100
Fenol, kresol ¹	1: 3 000 000	0·33
Klorfenol	1: 10 000 000	0·1
Naftalin	1: 700 000	1·43
Oxalsyra	1: 50 000	20
Ättiksyra	1: 20 000	50
Mjölksyra	1: 20 000—10 000	50—100
Smörsyra	1: 10 000	100
Garvsyra	1: 1 000	1 000
Saponin	1: 500 000	2
Nikotin	1: 200 000	5
Hartssyra (olika substanser)	1: 1 000 000—500 000	1—2

Gäller det att utnyttja de värden för skadlighetsgränsen, som erhållits genom dessa akvarieförsök, för att, i relation till den framrinnande vatten-

¹ Giftverkan vid bestämning av fenolhalten i prov från recipienten. Vid akvarieförsök med rena substanser ligger gränsen väsentligt högre eller vid c:a 1—10 mg/l för olika fiskslag.

mängden i recipienten, räkna ut, vilken koncentration ett avloppsvatten högst får hålla av en viss giftig substans, om nämnvärd skada ej skall uppstå, är dessutom nödvändigt att taga hänsyn till betingelserna i det speciella fallet. Eljest giva beräkningarna anledning till felslut och eventuellt till reningsåtgärder, som ej visa sig motsvara förväntningarna.

Som redan framgått av ovanstående redogörelse äro olika fiskslag mycket olika känsliga för samma giftiga ämne. Skadlighetsgränsen bör därför beräknas för de mest känsliga fiskarter, som förekomma i recipienten i det speciella fallet. Gränsvärden, som erhållits vid försök med t. ex. guldfiskar, vilka lättillgängliga akvariefiskar ofta användas av toxikologerna, ge för den praktiske fiskeribiologen felaktiga värden, emedan guldfisken — en rudart — hör till de minst känsliga fiskarna. De känsliga laxartade fiskarna fordra ofta en utspädning 10 ggr så stor eller mera för att ej skadligt påverkas.

Vidare måste hänsyn tagas till, att utspädningen i recipienten till jämn fördelning av de skadliga substanserna oftast ej är fullbordad förrän långt, ibland kilometervis, nedströms om avloppets mynning. Detta är särskilt fallet i mera lugntflytande vattendrag, om avloppet, såsom i regel är förhållandet, mynnar intill stranden.

Viktiga äro också recipientens naturliga kemiska och fysikaliska egenskaper, vilka kunna variera avsevärt i olika recipienter. Så har redan framhållits, att vattnets bikarbonat- eller kalkhalt i varje särskilt fall är av mycket stor betydelse för räckvidden av skadeverkan vid utsläppning av sura och alkaliska avloppsvatten, att vattnets halt av organisk substans är avgörande för räckvidden vid utsläppning av klorhaltiga vätskor, att en högre naturlig järnhalt hos recipientens vatten kan förhöja giftverkan i vissa fall o. s. v. Vattnets temperatur har också inflytande på räckvidden av giftverkan. Många giftämnen verka i samma koncentration intensivare vid högre temperatur, andra t. ex. klor starkare vid låg temperatur. Giftverkan och smakpåverkan av fenoler och hartssyra har en utpräglad större räckvidd i recipienten vid låg temperatur, alltså under vintern. Detta beror dels på att de biologiska sönderdelningsprocesser, genom vilka dessa ämnen oskadliggöras, förlöpa långsammare vid lägre temperatur för att vid 0° praktiskt taget avstanna, dels därpå att istäcket under vintern förhindrar syretillförsel från luften till vattnet samt minskar den blandning och utspädning genom vind och vågverkan, vilken annars skulle ha ägt rum.

Ofta uppträder i recipienten en kombinerad giftverkan av flera olika substanser antingen samtidigt ingående i ett och samma avloppsvatten eller från närbelägna industrier. Två vart för sig relativt ofarliga avloppsvatten kunna, när de blandas i recipienten, ge upphov till bildandet av starkt giftiga föreningar, så t. ex. genom frigörandet av vätesavla vid sammanledning av sura och alkaliska avloppsvatten från vissa garverier och textilindustrier. Vidare bildas av den i och för sig ogiftiga organiska substansen ofta giftiga föreningar, mången gång först i samband med sönderdelningsprocesserna i recipienten. Särskilt gäller detta äggviteämnen eller överhuvud taget organiska föreningar innehållande kväve och svavel.

Alla dessa förhållanden, som måste beaktas vid bedömning av giftverkan i recipienten, kunna väsentligen elimineras genom försök direkt i denna. Försöken anordnas lämpligen så, att försöksfiskarna utsätts i nätburar på olika avstånd nedströms om avloppets mynning samt på olika djup dels vid stränderna dels i mitten av vattendraget. Samtidigt med att vattnets påverkan på fiskarna antecknas, tagas vattenprov för kemisk analys. Dylika försök fordra helst upp till 5 dagars observationstid. De ge en klar och direkt bild av föroreningsverkans omfattning. Ofta föreligger emellertid, såsom redan nämnts, en kombinerad giftverkan av flera olika ämnen, och då ge dessa försök givetvis ej direkt upplysning om, vilket eller vilka av dem som äro de väsentliga eller, med andra ord, var åtgärder mot föroreningen i första hand behöva insättas. Akvarieförsök på laboratoriet måste tillgripas, om man önskar vinna klarhet härom.

Till sist måste framhållas, att de gränsvärden för giftverkan på fisk hos de olika avfallsämnen, vilka erhållas vid experimentella försök, icke tillåta den slutsatsen, att en lägre koncentration av dessa ämnen i recipienten skulle vara utan skadeverkan. Om således t. ex. gränsvärdet för hartssyroras dödliga inverkan på laxungar experimentellt kunnat visas vara 1 à 2 mg/l, är därmed icke uteslutet, att endast en bråkdel av 1 mg/l i vattendraget kan verka skadligt, även om icke någon direkt fiskdöd uppträder. Fiskarna kunna nämligen bli föranledda att vandra bort från det berörda vattenområdet, deras näringsbetingelser kunna försämrats, leken påverkas. Dylika långvariga, »kroniska» verkningar av giftiga ämnen i små koncentrationer äro blott föga undersökta och för övrigt svåra eller omöjliga att experimentellt fastställa. Mycket talar emellertid för att de ofta spela en viktig roll, när det gäller skadlig påverkan på fiskbeståndet.

D. Kvävning genom syrebrist.

För fiskar skadlig syrebrist, som kan leda till kvävning, uppstår i ett vattendrag eller en insjö, om de syreförbrukande processerna i vattnet överväga de syretillförande. Syreförbrukningen äger väsentligen rum till följd av de biologiska processer, som sönderdela eller mineralisera den organiska substansen. Syre tillföres vattnet genom kontakten med luften, genom vattenväxternas och algernas assimilation och eventuellt med tillrinande syrerikt vatten. Under vintern försvåras syretillförseln, om vattnet isoleras från luften genom ett istäcke. Syrebildningen genom assimilationsprocesser avtar likaledes under vintern dels beroende på mindre algförekomst dels därigenom att ljuset utestänges av isen, särskilt om denna är snötäckt. Å andra sidan ske sönderdelningsprocesserna långsammare vid låg temperatur, och vattnets syremättningsvärde ligger då också högre än under sommaren. Detta värde är för kemiskt rent vatten helt beroende av temperatur och tryck. Medan tryckdifferenser spela så pass ringa roll härvidlag, att man, om det ej gäller större höjdskillnader över havsytan, brukar bortse från denna inverkan, har temperaturen en mycket stor betydelse, vilket framgår av följande tabell.

Luftsyrehalt hos till 100 % syremättat vatten vid olika temperaturer.

Enligt WINKLER.

Temp. °C	Luftsyre		Temp. °C	Luftsyre	
	mg/l	cc/l		mg/l	cc/l
0	14·56	10·19	13	10·50	7·35
1	14·16	9·91	14	10·28	7·19
2	13·78	9·64	15	10·06	7·04
3	13·42	9·39	16	9·85	6·89
4	13·06	9·14	17	9·65	6·75
5	12·73	8·91	18	9·45	6·61
6	12·41	8·68	19	9·26	6·48
7	12·11	8·47	20	9·09	6·36
8	11·81	8·26	21	8·90	6·23
9	11·52	8·06	22	8·73	6·11
10	11·25	7·87	23	8·58	6·00
11	10·99	7·69	24	8·42	5·89
12	10·75	7·52	25	8·26	5·78

Syrebalsen i våra vattendrag och sjöar påverkas emellertid av det organiska livet i vattnet såväl i höjande som i sänkande riktning. Härvidlag komma växterna i främsta rummet. Högre stående vattenväxter ävensom alger såsom påväxt eller såsom plankton producera syre vid assimilationen. Detta tillskott kan ibland höja syrehalten betydligt över mättningsvärdet, i samband med stark »vattenblomning» i undantagsfall ända upp till 300 % av nämnda värde och däröver. Assimilation fordrar ljus, och under mörka delen av dygnet förbruka växterna i vattnet i stället syre genom sin andning. Denna process äger givetvis rum även under dagen men elimineras och överträffas då av syrealstringen vid assimilationen. När växterna och planktonalgerna dö, avlagras de på botten och sönderfalla eller mineraliseras efter hand under syreförbrukning. Denna kan i näringsrika grunda sjöar med rik växtlighet och planktonproduktion under vintern till följd av isoleringen från luften så starkt töra på vattnets syreförråd, att kvävning eller fiskdöd på grund av syrebrist blir följden. Även organisk substans, som utifrån på naturlig väg tillföres genom utsvämning av sönderfallande växtrester — detritus — humusämnen, lövfällning i en skogstjärn o. s. v., kan åstadkomma kvävning. Också djurlivet i vattnet spelar en viss roll för syrebalsen. Det övervägande antalet vattendjur förbruka syre vid andningen och när de som döda sjunka till botten och gå i sönderdelning. De spela dock härvidlag en underordnad roll jämförd med växternas. Även under sommaren kan hos oss, dock endast i undantagsfall och i regel blott i smärre grunda stagnerande vatten, kvävning inträda i samband med hög temperatur och efter mycket riklig vattenblomning. I våra vattendrag förekommer praktiskt taget icke kvävning av dylika »naturliga» orsaker. Särskilt när fiskdöd genom kvävning inträffar under isen, får man sålunda vara försiktig i sina slutsatser, när det gäller att avgöra, i vad mån den beror på naturliga orsaker eller på inverkan av en eventuell förorening genom avloppsvatten.

Det övervägande antalet fall av fiskdöd genom syrebrist, vilka fall därjämte ofta ha betydligt större omfattning, förorsakas emellertid av avloppsvatten, som innehåller organisk substans. Fiskdöd av denna orsak inträffar såväl under sommaren — särskilt i samband med lågvatten och hög temperatur — som under vintern. Den kan lika väl inträffa i sjöar som i rinnande vatten, även om här företrädesvis i mera lugnflytande och stagnerande delar såsom kvarndammar, kraftstationsdammar o. s. v. I första hand ifrågakomma, utom kloakvatten, avloppsvatten från livsmedels- och cellulosaindustrin, alltså sockerfabriker, stärkelsefabriker, jästfabriker, bryggerier, brännerier, mejerier, slakterier, när det gäller cellulosaindustrin alldeles särskilt sulfittfabriker, vidare garverier, ulltvätterier m. fl. Även jordbruksnäringen kan bidra genom utsläppande av urin och gödselvatten och genom utsköljning i samband med nederbörd från nygödslade åkrar.

Jämväl oorganisk substans i ett avloppsvatten kan i viss utsträckning verka syreförbrukande genom kemiska processer i vattendraget. Som exempel kan nämnas, att svavelväte, sulfider och svavelsyrighet vid tillräcklig syrehalt i vattnet snabbt oxideras och därvid förbruka syre. Järnsulfatet i en betningsvätska oxideras från ferro- till ferriförening. Denna syreförbrukning blir dock knappast av den omfattningen, att av denna orsak risk för fiskdöd skulle uppkomma. Här blir i stället den direkta giftverkan eller nedsmutsningen av vattendraget med utfällt järn den väsentliga skadeverkninngen.

Såväl syrebehovet som förmågan att uthärda syrebrist är ganska varierande hos olika fiskslag. Man har experimentellt beräknat, att för 1 kg vikt förbrukas per dygn av

Laxöring vid 10° C	100 cc syre
15° C	220 cc >
Karp vid 10° C	10—20 cc >
15° C	70—80 cc >

Vidare är syrebehovet beroende av det allmänna tillståndet hos fisken. En fisk, som är vid gott hull och god vigör, förbrukar således gott och väl dubbelt så mycket syre som när den är starkt avmagrad. Man får också räkna med, att normalt ett stort antal små exemplar förbruka större mängd syre än ett mindre antal större exemplar med samma sammanlagda vikt.

Fiskarnas olika förmåga att uthärda sjunkande syrehalt kan experimentellt fastställas. För att därvid få fram den rätta relationen böra försöken helst anordnas så, att så många fiskslag som möjligt samtidigt prövas under identiskt samma betingelser. Detta kan lämpligen ernås genom insättning av fiskarna i ett och samma slutna kärl fyllt med vatten, varvid fiskarnas egen syreförbrukning framkallar sjunkande syrehalt. Så snart någon av försöksfiskarna dör, bestämmes vattnets syrehalt och tiden från försökets början antecknas. Utom syrehalten är nämligen givetvis också den kortare eller längre tid fisken förmår leva vid låg syrehalt av betydelse för bestämmande av dess förmåga att uthärda syrebrist. Försöksfiskarna böra ej för

mycket skilja sig från varandra i storlek, och alla böra vid försökets början vara vid god vigör. Från mina på så sätt utförda försök har följande tabell sammanställts.

Vattnets luftsyrehalt vid kvävningsdöd för olika fiskslag.

Experimentella försök.

Fiskart	Längd cm	Timmar efter försökets början	Luftsyre mg/l	Luftsyre cc/l
Sik (<i>Coregonus lavaretus</i>)	13	1'5	2'55	1'78
Lax (<i>Salmo salar</i>): Yngel ut. gulsäck	3'3	—	2'22	1'55
» » » Ettårig unge	7	—	1'99	1'39
Laxöring (<i>Salmo trutta</i>)	12	—	1'78	1'24
Lax (<i>Salmo salar</i>): Tvåårig unge	9	2'3	1'60	1'12
» » » Treårig unge	14	—	1'51	1'05
» » » Yngel med gulsäck	2'6	—	1'51	1'05
Bäckröding (<i>Salmo fontinalis</i>)	18	—	1'51	1'05
Harr (<i>Thymallus thymallus</i>)	15	—	1'15	0'80
Gers (<i>Acerina cernua</i>)	12	—	1'12	0'78
Lake (<i>Lota vulgaris</i>)	21	3'3	1'06	0'74
Gös (<i>Lucioperca sandra</i>)	9	4'4	1'03	0'72
Gädda (<i>Esox lucius</i>)	15	4'4	1'03	0'72
Abborre (<i>Perca fluviatilis</i>)	10	—	0'98	0'68
Mört (<i>Leusiscus rutilus</i>)	15	8'2	0'89	0'62
Braxen (<i>Abramis brama</i>)	11	—	0'57	0'40
Ål (<i>Anguilla vulgaris</i>)	59	—	0'29	0'20
Sutare (<i>Tinca vulgaris</i>)	24	16	0'19	0'13
Dammruda (<i>Carassius vulgaris</i>)	11	44	0'07 ¹	0'05
Kräfta (<i>Astacus fluviatilis</i>)	9	36	0'07	0'05

Resultatet av försöken stämmer ganska väl med den praktiska erfarenheten. Mest syrebehövande äro våra kall- och klarvattenfiskar — alltså siken jämte de laxartade fiskarna. Därefter komma laken och rovfiskarna — gös, gädda och abborre. Sedermera mört- och braxenfiskar och till sist såsom minst känsliga för syrebrist ål, sutare och ruda i nu nämnd ordning. De erhållna värdena torde ganska väl överensstämma med dem, som gälla, när fiskdöd inträffar i recipienten. Även då äger en i regel ganska snabb sänkning av syrehalten rum. Bestämningar av syrehalten, som i några fall kunnat utföras i samband med i naturen pågående kvävning, bekräfta också detta. Sker syreminskningen av någon anledning i mycket långsamt tempo, är det dock sannolikt, att något om än obetydligt högre kvävningsvärden skulle erhållas. Vidare kunna vissa ämnen, när de förekomma särskilt rikligt i vattnet, bidra att höja kvävningsvärdet. På detta sätt verkar t. ex. det i vattnet lösta järnet.

Man måste noga beakta, att de låga syrevärden, som markera kvävningsgränsen, ingalunda motsvara syrebehovet för fiskarnas normala

¹ Fortfarande vid liv, då försöket avbröts efter 44 tim. Överförd i friskt vatten hade rudan helt återhämtat sig efter ett par timmar.

liv och trivsel. Härför erfordras betydligt större syrehalt. Att experimentellt bestämma det lägsta syrevärde, vid vilket en fiskart överhuvud taget ej påverkas genom syrebrist, låter sig knappast göra med någon säkerhet. Erfarenheten om fiskarternas förekomst i olika vattentyper ger emellertid vissa hållpunkter, och man kan ungefärligen uppskatta denna syregräns såsom följande tabell anger.

Fiskart	Luftsyre cc/l
Lax, laxöring, röding, harr	5 à 6
Sik, nors	5
Gös, gädda, abborre	4
Mört, löja	3·5
Braxenfiskar	3
Ål	2 à 3
Karp, sutare	2 à 3
Ruda	1 à 2

Det mycket låga kvävningsvärdet för kräftan enligt föregående tabell sammanhänger med detta djurs förmåga att ganska länge uthärda även i luften. I själva verket fordrar kräftan och särskilt ynglet och de små ungarna, som med förkärlek ha sitt tillhåll på ren grus- eller stenbotten, en relativt hög syrehalt hos vattnet för att trivas. Sjunker syrehalten under längre perioder under 3·5 à 4 cc/l, försvinner också kräftbeståndet efter hand.

Fiskarnas reaktion mot starkt sjunkande syrehalt börjar med att andningsfrekvensen kraftigt ökar. Efter hand söker sig fisken upp till ytan och »snappar» efter luft för att på detta sätt få sitt syrebehov tillgodosett. En fisk, som börjar kvävas, visar ofta starka färgväxlingar, blir ofta påfallande ljus och företer också på detta stadium en starkt ökad retbarhet. Denna visar sig bland annat genom små blixtnabba flyktrörelser, om man t. ex. låter en skugga falla på ett stim, som står och snappar i ytan eller trampar på strandkanten. Så följa mer eller mindre starka jämviktsrubbingar. Fisken ligger kortare eller längre perioder med sidan eller buken i vädret, andningsrörelserna bli allt svagare och mera oregelbundna. Efter några sista krampaktiga ryckningar dör fisken i regel med starkt utspärrade gällock och vidöppen mun, samtidigt som den styvnar. En dylik krampställning är typisk för kvävningsdöden. Efter något dygn vid hög temperatur — längre tid vid låg temperatur — går fisken i förruttnelse. Vissa fiskslag flyta i regel efter döden t. ex. mört och braxen, andra sjunka till botten t. ex. laxartade fiskar, ål m. fl.

Denna typiska kvävställning med starkt utspärrade gällock och vidöppen mun är olika tydligt markerad hos olika fiskslag, beroende på i första hand munnens och gällockens relativa storlek. Särskilt tydligt markerad är den hos lax, öring och röding samt hos rovfiskarna gädda, abborre och gös, mindre utpräglad hos mört och id och knappast märkbar hos sutare, braxenfiskar och ål. Särskilt tydligt för kräftor men även för ål är, att de

försöka undfly syrebristen genom att krypa respektive kräla upp på stränderna.

Det kan i detta sammanhang vara av intresse att framhålla att även mycket hög syrehalt kan verka skadligt på fiskar, ehuru detta är en sällsynt företeelse i naturliga vatten. I samband med hög vattentemperatur under sommaren, stiltje och starkt solsken kan i en rikt vattenblommande sjö syreanrikning genom algassimilationen nå mycket höga värden. Ett exempel kan nämnas. I en sjö nära Stockholm uppmättes i de övre vattenslagren under dylika betingelser vid en temperatur av 23.5°C en syrehalt av 29.58 mg/l , motsvarande 347% av mätningsvärdet. pH-värdet var mycket högt, 10.8 à 10.9 . Samtidigt inträffade fiskdöd, ehuru i begränsad omfattning, i det att en del större gös och smärre braxen påträffades död vid stränderna. Under dylika omständigheter verkar enligt PLEHN den onormalt höga syrehalten skadligt på så sätt, att rikligt med små gasblåsor uppträda i de finare blodkärlen, och denna gasbildning kan föra till döden. HAEMPEL har experimentellt visat, att övermättnad av luftsyre i vattnet upp till 44 mg/l starkt påverkade insatta fiskar, särskilt de laxartade. Först inträdde kraftig ökning i andningsfrekvensen och därefter medvetslöshet. Överförda i normalt vatten återhämtade sig fiskarna dock relativt snabbt.

Även alltför stark halt av kolsyra har en viss giftverkan på fiskar. Normalt förekommer kolsyra i ett sjövattnet endast i små mängder upp till några få mg/l . I samband med assimilationen förbrukas den fria kolsyran och kan då helt saknas i vattnet. I bottenvattnet, där anrikning från sönderdelningsprocesserna i bottenlammet äger rum, äro i regel kolsyrevärdena högre. Under vintern är vattnets kolsyrehalt normalt större än under sommaren. Så pass höga kolsyrevärden, att direkt skadlig påverkan på fiskar i recipienten äger rum, torde knappast förekomma, i varje fall om samtidigt syrehalten är tillräcklig för fiskens existens. Experimentella försök visa andningsstörning hos laxöring redan vid en kolsyrehalt av $25\text{--}32\text{ mg/l}$. Dödlig verkan synes äga rum först vid betydligt starkare koncentration eller omkring 150 mg/l .

Till sist må framhållas, att i vårt land fiskdöd genom kvävning förorsakad av för stark belastning av vattendragen med avloppsvatten, som innehåller organisk substans, är betydligt vanligare och av större omfattning än fiskdöd förorsakad genom direkt giftverkan. Detta beror på flera omständigheter. De organiska avloppsvattnen — kloakvatten och avloppsvatten från livsmedels- och cellulosaindustri — äro mycket talrikare och ofta till sin volym väsentligt större än de oorganiska. Att fiskdöd genom kvävning ej sällan innebär en massdöd beror bl. a. på, att det ofta är näringsrika vatten med rikt fiskbestånd, som träffas av syrebrist. En fiskdöd innebär skada ej blott därigenom, att ett visst antal kilogram matnyttig eller säljbar fisk går till spillo. Viktigare kan vara, att — vid mera fullständig fiskdöd i ett vatten — även ynglet förödes och sålunda tillväxten av fiskbeståndet äventyras för flera år framåt. Å andra sidan visar erfarenheten, att fiskbeståndet ofta

oväntat snabbt förnyas genom tillströmning av fisk från opåverkade områden av vattensystemet. Uppträder en kraftig fiskdöd, visar ju detta dock, att normalt ett gott fiskbestånd är för handen. Ofta äro säkerligen vissa skadeverkningar, som i det följande i korthet skola beröras efter en redogörelse över smakförsämring hos fiskar, av väsentligt större betydelse, ehuru de ej uppmärksammas på samma sätt som en fiskdöd.

E. Smakförsämring hos fiskar.

Att fisk kan taga till sig smak från sitt omgivande medium — vattnet — är sedan länge känt. Fisken säges ha »dysmak» eller »gyttjesmak». Detta gäller särskilt fisk tagen i grunda sjöar eller dammar med stagnerande vatten och med rik vegetation av såväl högre stående växter som alger av olika slag. I huvudsak torde det således vara vissa sönderdelningsprodukter av döda växtdelar, som härvidlag kunna ge såväl vattnet som fisken den ovannämnda smakvalören. Särskilt hos mera typiska bottenfiskar, såsom sutare, braxen, karp och ål, klagas ej så sällan över dylik smakförsämring.

Vissa planktonalger avsöndra enligt vad man konstaterat en egenartad lukt, som också tyckes kunna övergå till vattnet och sätta smak på detta, vilket förhållande då och då vållat svårigheter för vattenledningsverk, som använda sjöarnas ytvatten. Att närmare karakterisera skilda planktonformers lukt eller den bismak, de ge vattnet, är givetvis ganska svårt, och de uppfattas väl också för övrigt individuellt olika. Trådkiselalger, *Melosira*, kunna vid riklig förekomst avge en ganska typisk lukt av tran. En annan form, *Synura*, har en tydlig lukt av gurka, och en liten stjärnformig kiselalg, *Asterionella*, lär, när den uppträder i högproduktion, avge typisk »fiskluk». Att dessa planktonformer även skulle vara i stånd att avge smakämnen av så stark koncentration till vattnet att fiskar skulle få bismak därav, synes ej ha kunnat konstateras. Detta är däremot fallet i samband med vattenblomning av vissa blågröna alger tillhörande släktet *Oscillatoria*, huvudsakligen de båda arterna *O. Agardhii* och *O. princeps*. Därvid har kunnat konstateras, att fisk fått mycket stark bismak av dessa alger. Smakpåverkan på fisk förekommer emellertid ej alltid i samband med *Oscillatoria*-blomning utan anses bero på vissa ännu icke fullt utredda kemiska eller fysikaliska processer, vilka skulle medföra, att algtrådarna avsöndra och till vattnet avgiva ett specifikt lukt- eller smakämne. Från *Oscillatoria*-alger kan man genom extraktion med eter utvinna en oljeartad substans med karakteristisk lukt överensstämmande med lukten hos den smakupverkade fisken. Även utfodring med olämpliga fodermedel kan inverka försämrande på smaken hos dammfisk, t. ex. karp och forell. Att smakförsämring kommer till stånd genom tarmkanalen, alltså med födan, torde dock få betecknas som undantag. I regel beror den säkerligen på vattnets kemiska sammansättning, d. v. s. därpå att de föreningar, som framkalla bismak, tillföras fiskroppen genom diffusion in genom huden, framför allt genom gälarna, vilka i samband med fiskarnas andning stå i ständig kontakt med det förbiströmande vattnet. •

Även om således fisk kan erhålla bismak av mera så att säga naturliga orsaker, är dock ofta den smakförsämring, som föranledes av vissa industriella avloppsvatten, betydligt mera svårartad. Härvidlag ifrågakomma huvudsakligen industrier, som arbeta med torrdestillation av kol, torv eller trä, maskinindustrier m. fl., som utsläppa av smörjoljor förorenat avloppsvatten, anläggningar med petroleumhaltiga avloppsvatten samt sulfit- och sulfatcellulosaindustrierna.

Tjärfabriker, ättikfabriker, gas- och koksfabriker lämna avloppsvatten, som innehålla bl. a. *fenol*, *kresol* och mera sammansatta olika *tjärartade ämnen*. Samtliga dessa föreningar äro kända för sin förmåga att tränga in i fiskkroppen och ge denna s. k. fenol- eller karbol-smak. I större koncentrationer, 1 à 10 mg/l — olika för olika fiskslag — verka dessa ämnen direkt dödande. Men även i koncentrationer under 1 mg/l ha de förmåga att ge fisken den karakteristiska bismak av karbol, som gör den onjuterbar som föda. Vid utsläppning av fri klor i en recipient, som samtidigt förorenas av ovannämnda avloppsvatten, bildas starkt illaluktande *klorfenoler*, vilka redan vid en koncentration av 0.1 mg/l, alltså en utspädning av 1:10 000 000, ge fisken bismak.

I den förbrukade smörjoljan, som utsläppes med avloppsvattnet från maskinfabriker m. fl., anrikas vissa ämnen, som ha förmåga att ge fisk en stark bismak, fullt ut lika svårartad som tjärämnenas. Detta gäller också de petroleumhaltiga avloppsvattnen.

Även avloppsvattnet från sulfit- och särskilt sulfatfabriker har egenskapen att ge dålig smak åt fisken. Till följd av den stora omfattningen av dessa industrier inom vårt land är givetvis också denna smakförsämrande verkan av särskilt stor betydelse ur fiskerisympunkt. När det gäller sulfitfabrikerna är nämnda verkan dock mindre utpräglad än vid sulfatfabrikerna. Fisk, som fångas inom en jämförelsevis kort sträcka nedströms om en sulfitfabrik, där koncentrationen av sulfitlut kan vara ganska stark utan att fiskens existens ännu äventyras på grund av syrebrist, får emellertid en skarp brännande smak av lutämnena.

Smakförsämringen hos fisken genom sulfatfabrikernas avloppsvatten har visat sig vara betydligt mera utpräglad och även uppträda vid mycket starka utspädningar; den kan, med andra ord, vara för handen på ganska stora avstånd från fabrikerna. Sålunda har det visat sig, att laxöring och annan fisk, tagen strax uppströms om mynningen till en av våra större älvar i södra Norrland med en sulfatfabrik belägen vid älven c:a 2 mil från mynningen, särskilt under våren i samband med islossningen ofta varit oätbar på grund av sulfatsmaken hos fiskköttet. Ett par braxnar, tagna vid utloppet från en c:a 4 km lång sjö, uppströms om vilken en mindre sulfatfabrik var belägen, visade sig ha mycket stark sulfatsmak. Där sulfatfabrikernas avloppsvatten utledes, uppstår i regel stark skumbildning och ofta träffar man, när lugnväder råder, stora flak av dylikt skum drivande på vattenytan även på ganska stora avstånd utanför fabrikerna. Renvatten uppblandat med dylikt skum har visat sig efter ett dygn ge tydlig sulfatsmak åt i detsamma insatta

småfiskar. Vid försök med fisk, som utsatts i burar och på olika avstånd utanför sulfatfabriker, och även vid akvarieförsök med olika utspädningar av avloppsvattnet har kunnat konstateras den ur fiskerisympunkt menliga egenskapen hos sulfatfabriksvattnet att även i mycket små koncentrationer ge fisken en bismak, som gör den mer eller mindre onjuttbar som födoämne.

Utanför våra stora sulfatfabriker vid Norrlandskusten klaga fiskarena ej sällan över, att särskilt under vårvintern fisken tar smak även ganska långt utanför fabrikerna. Att verkan av avloppsvattnet har särskilt stor räckvidd under denna årstid, beror därpå, att de smakförsämrande ämnena då sönderdelas mycket långsamt på grund av den låga temperaturen, även som på vattnets isolering från luften genom istäcket. Detta förhindrar även, att det förorenade lättare ytvattnet uppblandas med djupare salthaltiga vattenlager. Det ständiga tillskottet av förorenande ämnen genom fabrikerernas avloppstuber upplagras därför under isen och förskjutes under vinterns lopp allt längre utåt utan att nämnvärt sönderdelas och oskadliggöras, förrän ismältningen ägt rum. De ämnen i sulfatfabrikerernas avloppsvatten, som genom experiment eller försök visats vara i första hand ansvariga för bismaken hos fisken, äro dels hartsämnena, som ge mera skarp smak, dels svavelföreningar från kondensaten, som ge den mera typiska sulfatfabrikssmaken åt fisken. Genom utfodringsförsök med näringsdjur, som fått uppehålla sig i dylikt förorenat vatten, eller genom direkt insprutning av detta vatten i fiskens tarmkanal har det ej lyckats att påvisa någon inverkan på smaken hos fiskköttet, vilket däremot är fallet med sådan fisk, som fått uppehålla sig i det förorenade vattnet under viss tid. Allt talar således för, att de smakförsämrande ämnena, såsom tidigare framhållits, genom gälarna upptagas av blodet. Dessutom synes en anrikning eller upplagring av dessa ämnen äga rum särskilt i den blodrika levern.

För att undersöka, vid vilka koncentrationer av dessa olika ämnen eller avloppsvatten fisken erhåller bismak, utföras lämpligen försök med olika fiskslag i akvarier. Härvid har man tillfälle att efter behag åstadkomma bestämda koncentrationer. Vid svaga sådana tar det givetvis längre tid, innan ämnena hunnit tränga in i fiskkroppen, och man får då räkna med en försökstid av 3—5 dagar. Genomluftning bör helst ej ifrågakomma, då dessa ämnen efter hand avdrivas och gå upp i luften. Även kemiska och biologiska nedbrytningsprocesser äga rum i akvariet, snabbare ju högre temperaturen är. Det är därför också nödvändigt att minst en gång varje dag förnya försöksvattnet i akvarierna. Erfarenheten har visat, att olika delar av fiskkroppen olika snabbt ta åt sig den förorenande substansen. Särskilt levern och den centrala sidomuskulaturen intill den blodrika bukhinnan reagera därvidlag snabbast. Det har även visat sig, att olika fiskslag olika lätt ta åt sig dessa smakförsämrande ämnen. Mera fettrika fiskar såsom ål och lax synas vara de känsligaste härvidlag, sannolikt beroende på att ifrågavarande ämnen i regel äro fettlösliga. Även lake och mört äro ganska

känsliga, gädda däremot mindre. När det sedan gäller att genom smakprov fastställa förekomst av viss bismak, kokas försöksfiskarna lätt i svagt saltat vatten. Några kryddor få ej användas. Helst böra flera personer utföra smakproven, givetvis utan att veta hur fisken behandlats. CZENSZNY har försökt att gradera denna smakpåverkan enligt följande uppställning:

0. Fullkomligt opåverkad.
1. Definierbar bismak är ej för handen, men den naturliga smakvalören har försvunnit.
2. Svag bismak, dock tydligt definierbar, så att man kan ange, varav fisken fått den.
3. Tydlig bismak, men fisken kan dock ätas efter viss behandling t. ex. med ättika och stekning.
4. Stark bismak, fisken oanvändbar.

Vid akvarieförsöken ifrågakommer närmast att fastställa den koncentration, som framkallar en svag men tydlig bismak, alltså CZENSZNYs stadium nr 2.

Försök över gift- och smakpåverkan kan också, om tillfälle gives, utföras på platsen genom utsättande av försöksfiskar i små nätburar på olika djup och på olika avstånd nedströms om eller utanför en fabrik. Försöken ta visserligen rätt lång tid i anspråk men ge goda hållpunkter för omfattningen av avloppsvattnets föroreningsverkan.

Särskilt för en yrkesfiskare kan en dylik smakförsämring hos fisken vara till stor nackdel, även om den blott inträffar mera tillfälligt eller blott enstaka fiskar i fångsterna beröras därav. Hans fisk kommer i vanrykte och han kan få svårt att avsätta sina fångster, och sålunda kan i allt fall en mera konstant smakförsämring av fisken vara lika skadlig för honom som om t. ex. fiskdöd inträffat i hans fiskevatten.

2. Försämring av fiskarnas levnadsförhållanden.

Skadeverkan på fisket genom vattenförorening, som medför försämring av fiskarnas livsbetingelser utan att någon direkt skadeverkan på dem själva äger rum eller iakttages, är en ofta betydligt mera omfattande och vanligare företeelse än fiskdöd. Försämringen sker så småningom under konstant inverkan på recipienten genom avloppsvattnet. Påverkan på själva fiskbeståndet medför i första hand, att mera känsliga fiskslag, som också ofta äro de värdefullaste, vandra bort till renare vattenområden eller, där dylik möjlighet ej föreligger, så småningom försvinna. Vid organiska föroreningar kan, om tillskottet ej är alltför stort, det ursprungliga fiskbeståndet komma att ersättas av ett ofta rikligare men i regel mindre värdefullt bestånd.

En väsentlig skadefaktor är inverkan på fiskarnas närings- tillgång. Den naturliga faunan av bottendjur, påväxtformer och planktonformer skadas genom giftverkan på i stort sett liknande sätt som fiskarna själva. Vissa former äro härvidlag mera, andra mindre känsliga än

fiskarna. En tillfällig skadeverkan t. ex. genom utsläppning av en stark syra, som ödelägger det lägre djurlivet, har betydligt längre efterverkan än när det gäller fiskarna. Särskilt nyrekryteringen av de såsom näringsdjur viktiga bottenformerna tar lång tid i anspråk. De utgöras nämligen övervägande av arter, som i motsats till fiskarna ha en mycket begränsad vandningsförmåga. En konstant förorening genom oorganiska lösta substanser har till följd sterilisering av vattendraget, en mer eller mindre fullständig utarmning av det lägre djurlivet. Utsläppning av en sur betningsvätska med järnsalter i lösning har närmast föroreningskällan en dylik inverkan genom syran. Längre ned i vattendraget är denna verkan neutraliserad genom vattnets kalkhalt men här tillkommer en mekanisk förorening genom järnutfällningen, som vid tillräcklig styrka gör botten näringsfattig och samtidigt, enligt KRÄMER, är direkt giftig, enär järnflockarna följa med in i tarmkanalen hos dessa i regel »detritusätande» former. Anrikningsverkens mineralslam, som avlagras på botten, medför också vid tillräcklig styrka ett fullständigt försvinnande av bottenjuren. Även om härvidlag den kemiska vattenbeskaffenheten ej påverkas och därmed ej heller fiskbeståndet direkt skadas, utarmas detsamma så småningom genom näringsbrist.

När det gäller näringsdjuren, ha emellertid i stort sett de organiska avloppsvattnen en betydligt mera omfattande skadeverkan än de oorganiska. Visserligen ersättes härvidlag den normala bottenfaunan vid ej allt för stark förorening ofta av en mycket rik produktion av några få mot syrebrist m. m. motståndskraftiga djurarter, s. k. smutsvattenformer. Så sker t. ex. i slambankar härstammande från kloakvatten, livsmedelsindustri och liknande. Särskilt vissa fjädermygglarver (*Chironomus thummi*) och maskar (tubificider) kunna gå upp i verklig massproduktion, som dock på grund av det samtidigt dåliga och i det närmaste syrefria vattnet ej kan nås av fiskarna och utnyttjas till föda. Längre ned i vattendraget, där självreningen hunnit verka i viss utsträckning, eller vid mindre starkt tillskott av avloppsvatten kunna emellertid även något känsligare djurformer, t. ex. olika chironomider, den vanliga vattengråsuggan (*Asellus*) och vissa hinnkräftor (*cladocerer*), starkt öka i antal och verkligen också få betydelse som näringstillgång för fiskar, som äro mindre känsliga för syrebrist, t. ex. sutare, mört- och braxenfiskar, och härigenom indirekt även för rovfiskar, såsom gädda och gös. De tidigare omnämnda smutsvattensvamparna, som äro så karakteristiska för påväxten nedströms om mynningen av ett avlopp för organiskt avfallsvatten och som hämta sin näring från dettas kolhydrat och äggviteämnen, äro genom sin närvaro en tydlig indikator på att föroreningen fortfarande är så stark, att vattnet i stort sett är förstört som fiskevatten.

Att bottenavlagringar av oorganisk och särskilt organisk substans äro mycket skadliga för fiskarnas lek är naturligt. Detta gäller såväl, när det organiska slammet direkt utsläppes med avloppsvattnet, som vid avlagringar av lossnande smutsvattensvamp. Rommen förkväves eller angripes av vattenmögelsvamp. Speciellt laxöringens och laxens ungar äro också

för sin tillväxt övervägande hänvisade till sådana näringsdjur, som endast trivas på ren grus- och stenbotten. Avlagringar av cellulosa-fiber, mer eller mindre bevuxen med svamp och trådbakterier, ha säkerligen varit en viktig orsak till laxens försvinnande eller tillbakagång i många av våra älvar.

Av en förorenande industri eller ett samhälle, beläget vid mynningen av en å eller en älv, förstöras lätt viktiga lekplatser, varigenom fiskbeståndet kan lida skada icke blott inom det område, där förorening verkligen kan påvisas, utan även inom ofta stora delar av angränsande vatten. Att här rätt kunna värdera den uppkomna skadan är givetvis i regel mycket vanskligt. Är föroreningen på en dylik plats så stark, att den även utgör spärr för den uppvandrande fisken, t. ex. för laxens väg till dess lekplatser i älvarna eller för ålen till dess tillväxtområden i flodsystemen, uppkommer tydligen en skadeverkan, som gör sig kännbar inom mycket stora områden såväl för sötvattensfisket som för kust- och havsfisket, t. ex. laxfisket i Östersjön. Genom den starka koncentration av industrierna och tillväxt av samhällena, som särskilt under senare tid ägt rum och då icke minst vid våra älvmyningar, har uppkommit en skadeverkan på fisket, som nog ej sällan är väsentligt större än man i allmänhet tror.

3. Förhindrande eller försvärande av fiskets utövning.

I första hand ifrågakommer den redan skildrade, direkt skadliga inverkan, som sker på fiskbeståndet, dess storlek och sammansättning. Avkastningen kan i svårare fall avta starkt genom upprepad fiskdöd eller vanligare genom ogynnsam påverkan på näringstillgången och fiskens trivsel, så att beståndet efter hand minskar. Vid måttligt tillskott av organiska avloppsvatten kan fiskbeståndet emellertid komma att öka beroende på ökad näringstillgång. De mera värdefulla känsliga renvattensfiskarna, t. ex. laxöring och sik, försvinna emellertid då i regel och ersättas av ett ofta rikligt bestånd med mindre värdefulla fiskslag (särskilt mört- och braxenartade fiskar men även t. ex. gös). Även om ett avloppsvatten till synes ej skadligt påverkar vare sig fiskarna eller djurlivet för övrigt, kan avkastningen gå tillbaka. Så kan förhållandet vara vid utsläppning av färgvätskor, som innehålla ej direkt giftiga anilinfärgämnen. Dylik utsläppning äger i regel rum med vissa tids mellanrum och förorsakar en ofta stark men övergående rödfärgning av recipienten. Fisken vandrar bort för att, när vattnet hunnit klarna, efter hand vända tillbaka. Även ett dylikt ingrepp minskar givetvis värdet av fiskevattnet, ehuru det kanske icke direkt skadar fiskbeståndet.

Vissa ämnen, t. ex. karbolartade föreningar i avloppsvattnet från gas- och koksverk eller tjärfabriker, hartssyror och svavelföreningar i sulfatfabrikernas avloppsvatten m. fl., ha förmåga att, även i så låga koncentrationer att fisken ej direkt skadas, ge den bismak. Denna skadeverkan, som alldeles särskilt för en yrkesfiskare kan vara till stor nackdel, har redan behandlats i annat sammanhang (sid. 231 ff).

Vidare tillkommer den skadliga inverkan, som förorening kan innebära

för fiskets utövande därigenom att fiskeplatser förstöras och fiskredskap direkt påverkas.

Fiskeplatserna förstöras i regel genom mekanisk förorening. Avlagringar av fast avfall på recipientens botten — i större omfattning kan ifrågakomma fiber från cellulosafabrikerna, barkavfall i flottlederna m. m. — omöjliggör ofta notdragning. Notens underteln gräver ned sig i de lösa avlagringarna och redskapet fylles mer eller mindre med det avlagrade materialet. Även nätfisket och ryssjefisket försvåras genom dylika bottenavlagringar.

Fiskredskapen slammats igen, mista sin »fisklighet», och handhavandet av redskapen försvåras. Dylik igenslamning av redskap beroende på förorening genom olika slags avloppsvatten är vanlig och ett av de mera påtagliga utslagen även för den fiskande själv. Några exempel på sådan igenslamning från mitt undersökningsarbete på området må anföras.

Fiber från cellulosafabriker håller sig, liksom fiberfragmenten, särskilt under vinterhalvåret ganska länge svävande i vattnet, innan den avsätter sig på botten. Utestående redskap, såväl nät som ryssjor, få beläggning på trådarna. Mera markerad dylik beläggning har i en sjö nedströms om en sulfittfabrik iakttagits vid nätfiske på grundare områden med färsk fiber avlagrad i bottenslammet. Särskilt vid blåst fördes slammet upp från botten, och trådarna i näten täcktes då av ett 3—4 mm tjockt slamskikt ända upp till överteln. Vid mikroskopisk undersökning visade sig slamskiktet bestå av detritus och fiber. Fibern verkade härvid som den sammanhållande kraften och var således orsaken till att nedslamningen blev så stark. Då cellulosafibern är relativt kort och rak och ej direkt har förmåga att sno sig om trådarna i näten, kunde dessa dock relativt lätt rengöras genom kraftig sköljning. Att nätens fångstförmåga i väsentlig grad nedsattes, var likväl tydligt.

Mera svårartad visade sig vid andra undersökningar igenfiltning av redskapen kunna bli genom förorening av gammal fiber. Nedströms om fabriker i närmaste lugnvatten finner man ofta mer eller mindre starka fiberavlagringar på botten. Dessa bli särskilt vid sulfitt- och sulfatfabriker efter hand bevuxna med och igenfiltade av slemmiga trådbakterier (vanligen av typen *Cladotrix*). Vid flöden rivs dessa avlagringar upp från botten och kunna med den då starka strömmen föras långt ut i längre nedströms belägna sjöar samt träffa där utsatta ryssjor och nät. Särskilt till följd av trådbakterierna ha dessa lossryckta flockar stor förmåga att sno sig fast kring garnet och knutarna i redskapen. Rengöring av redskapen ställer sig synnerligen besvärlig, och om de fintrådiga näten få torka före rengöringen, bli de vid starkare förorening helt förstörda. Även under sommar och höst lösgöras vid hög vattentemperatur mer eller mindre stora kokor av dessa fiberavlagringar från botten genom gasbildning, flyta upp till ytan, driva med strömmen och kunna fastna i redskapen.

Textilfiber kan ha en liknande förorenande verkan. Särskilt nedströms om yllefabriker ha igenfiltade ryssjor och mjärdar iakttagits. Ullfibern har till följd av sin längd lätt att fastna på redskapen.

Ofta förekommer nedsmutsning av redskap genom drivande flockar av s. k. smutsvattensvamp i rinnande vattendrag och de lugnvatten och smärre sjöar dessa genomflyta. Överhuvudtaget överallt i ett rinnande vattendrag, där ett med organisk substans förorenat avloppsvatten utsläppes i relativt stor mängd i förhållande till vattenföringen, finnas betingelserna för uppkomsten av dylik påväxt. Särskilt de lösliga kolhydraten och äggviteämnena utnyttjas direkt som näring av denna påväxt. Kloakvatten, som ej biologiskt renats, avloppsvattnen från sulfittfabriker, sockerfabriker, jästfabriker, stärkelsefabriker och mejerier kunna bl. a. ge upphov till dylik mer eller mindre stark svamppåväxt. Den växer under gynnsamma betingelser mycket snabbt, och ett ständigt lossnande av ofta flera centimeter långa slemmiga flockar äger rum. Särskilt i samband med vårflödena, då samtidigt vårfisket pågår, är svampdriften ofta stark. De slemmiga svampflockarna fastna på redskapen och kunna snabbt klistra igen dessa t. o. m. till en sammanhängande fäll. Maskorna i en ryssja utsatt i älven, då stark svampdrift råder, kan från den ena dagen till den andra helt igensättas med svamp. Under dylika omständigheter kan fisket periodvis bli praktiskt taget omöjliggjort genom svampdrift. Att även algbildningen gynnas, där föroreningen genom organiska avloppsvatten ej är så stark, att den helt förhindras, är ett känt förhållande. I rinnande vattendrag ökar påväxten av gröna och blågröna alger samt kiselalger och även dessa kunna, om än i väsentligt mindre omfattning, rivas loss med strömmen och fastna på näten. I sjöarna ökar produktionen av olika planktonalger ofta kraftigt i samband med utledning av motsvarande avloppsvatten. Långvariga vattenblomningar kunna uppstå bl. a. av den trådformiga blågröna algen *Oscillatoria*. Särskilt vid blåst avsätta sig algerna på redskapen och minska deras fångstförmåga.

Även helt oorganiska avloppsvatten kunna i undantagsfall medföra nedsmutsning av utsatt redskap. Särskilt betningsvätskorna från metallindustrin och avloppsvattnet från kopparfabriker komma härvid ifråga. Det däri lösta järnet oxideras efter hand i recipienten och faller ut i form av voluminösa lätta bruna flockar, som ha förmåga att länge hålla sig svävande eller, sedan de en gång avsatt sig på botten, lätt ånyo virvlas upp i vattnet särskilt vid flöden och blåst. De lösta järnsalterna gynna även uppkomsten av flockiga bildningar av järnbakterier och utfällt järnoxidhydrat, som på enahanda sätt kunna smutsa ned redskapen. Även om järnflockarna relativt lätt kunna sköljas av, vilket dock måste ske innan näten hunnit torka, blir fångstförmågan hos redskapen nedsatt. Dylik stark nedsmutsning av redskapen genom utfällt järn har jag bl. a. haft tillfälle konstatera på strömmingsskötar i skärgården utanför ett större metallindustriföretag samt på nät och ryssjor i en sjö belägen en och en halv mil nedströms om ett järnverk i södra Norrland.

Nedslamning av utsatt redskap kan emellertid äga rum även i sjöar, som ej beröras av avloppsvatten. I våra näringsrika och relativt grunda slätlandssjöar blir planktonalgbildningen ej sällan så stark, att den tidvis kan bli besvärande särskilt för nätfisket. Vissa trådformiga kiselalger

tillhörande släktet *Melosira* med högproduktion tidigt på våren eller på senhösten kunna då försvåra, i undantagsfall för någon kortare tid förhindra detta fiske. Även vattenblomningar av olika blågröna alger i dessa sjöar kunna under sommar och höst ibland bli så starka, att de försvåra nätfisket. Mest markant, när det gäller redskapsförorening utan samband med avloppsvatten, är vår största kiselalg — *Didymosphenia gemminata*. Den växer med sitt grenade starka stjälksystem som ljusa fällar på klipphällarna i fall och strömmar, i älvarna i mellersta och norra Sverige samt på hällarna ute i bränningszonen i de stora sjöarna, bl. a. Vättern och Vänern. Dessa stjälksystem, som likna stora bomullstussar, rivs loss, i sjöarna särskilt vid storm, och kunna sedan med bottenströmmarna föras långa vägar, innan de fastna på redskapen. Emedan de äro starka och dessutom mycket resistent mot sönderdelning i vattnet, ha de i många fall givit upphov till en högst besvärande och kraftig förorening av redskapen. Redskapsförorening genom denna kiselalgform vilja fiskarena bl. a. från Vänern gärna sätta i samband med cellulosaindustrins avloppsvatten. Intorkad på näten påminner den makroskopiskt också slående om motsvarande fiberförorening — i fuktigt tillstånd mera om svampflockar särskilt av formen *Leptomitus*. Då den emellertid, såsom redan framhållits, är en typisk renvattensform och även i våra norrländska älvar långt uppströms om varje industri visat sig kunna bli besvärande för fiskredskapen, kan industrin i detta fall icke göras ansvarig. Sådana redskap som stå utsatta längre tid i följd, t. ex. ryssjor och botten-garn, bli ofta, särskilt i de näringsrika slättlandssjöarna, utsatta för en direkt påväxt på garnet av olika grönalger och kiselalger. Är fiskredskapen impregnerad med tjära, hindras dock dylik algpåväxt väsentligt. Sötvattensvampen *Spongilla* har emellertid visat sig kunna trivas och bilda en stark krusta- artad påväxt även på de tjärbehandlade bottengarnen, särskilt på delarna närmast botten. Av vad nu anförts om redskapens igenslamning framgår, att sakkunnig undersökning är nödvändig för att rätt kunna bedöma, i vilken utsträckning skulden är att söka hos avloppsvatten.

Igenslamning av utsatt redskap innebär emellertid ej blott en nedsatt fångstförmåga hos denna. Att draga näten, som i svårare fall kunna få sin vikt mångdubblad, t. ex. av vidhäftande smutsvattensvamp, innebär ett ökat arbete och tidsförlust. Särskilt rengöringen av redskapen tar ofta mycket lång tid i anspråk. Därtill kommer minskning av redskapens hållbarhet. Sura avloppsvatten verka direkt frätande på redskapen såväl sådana av garn som sådana av metalltråd. Då utsläppt syra relativt snabbt neutraliseras av vattnets naturliga kalkhalt, blir emellertid dylik skadeverkan i regel av mindre omfattning. Vid förekomst av fri syra i recipienten påverkas emellertid fiskbeståndet så starkt, att utsättandet av redskap blir meningslöst. Den ovan omtalade nätföroreningen genom utfällt järn lär också enligt de fiskandes utsago märkbart minska nätens hållfasthet.

I sjöar, som förorenas av organiska avloppsvatten, bildas ofta vätesvavla vid botten. Nät utsatta på sådan botten får, som erfarenheten visat, undertelen och maskraderna närmast denna snabbare sönderfrätta än normalt.

Den rent mekaniska slitningen vid nätens rengöring från smutsvattensvamp, kiselalgtofsar m. m. medför en minskad livslängd särskilt för de fintrådiga näten. Därtill kommer, att denna mekaniska slitning såväl som den nödvändiga starkare sköljningen av näten medför, att de oftare måste behandlas med impregneringsvätska, alltså ej blott ökat arbete utan även ökad direkt kostnad. Det bör emellertid framhållas, att även bortsett från eventuella föroreningar olika typer av vatten ha mycket olika inverkan på redskapens hållbarhet. Sålunda utsätts dessa i de näringsrika varma och grunda slättlandssjöarna med deras i regel grumliga vatten betydligt starkare för röta än i de kalla och klara fjällsjöarna eller i det salta vattnet vid kusterna.

Till sist bör framhållas en verkan av avloppsvatten, som ibland kan inträda utan att fiskbeståndet eller redskapen mera nämnvärt påverkas i skadlig riktning. Utledes ett organiskt avloppsvatten, t. ex. kloakvatten, slakteriavloppsvatten eller liknande, i en tillräckligt stor sjö, kan detta betyda ökad näringstillgång och rikligare fiskbestånd. Förvärvsfiskaren har emellertid ofta svårt att i ett sådant fall finna avsättning för sin fisk. Folk vill ej gärna köpa fisk, om de veta, att den fångats i en sjö, i vilken kloakvatten utledes. Även om detta beror på fördom, när fiskens kvalitet kan vara utan anmärkning, kan det för fiskaren betyda ett väsentligt avbräck.

Litteratur.

Till sist lämnas ett urval av den rikhaltiga litteratur, som behandlar vattenföroreningars inverkan på fisket ur olika synpunkter.

1. BANDT, H. J.: Die tödliche Menge an gelöstem Eisen in Fischgewässern. *Fischerei-Zeitung*, 1938, Bd 41, Nr 50.
2. BERGSTRÖM, H. och VALLIN, S.: Vattenförorening genom avloppsvattnet från sulfatcellulosafabriker. *Medd. fr. Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket*, 1937, Nr 13.
3. BRÜHL, L.: Gefährdung der Fischerei durch Öl- und Teerverunreinigung der Gewässer. *Fischerei-Zeitung*, 1924, Bd 27.
4. BÖHEM, B.: Gewerbliche Abwässer, ihre Reinigung, Beseitigung und nutzbare Verwertung. Berlin 1928.
5. CZENSNY, R.: Nachweis von Verunreinigungen der Fischgewässer durch teer- und phenolhaltige Abwässer. *Vom Wasser*, 1929, Bd III.
6. — Kupferhaltige Abwässer, ihre Wirkung und ihr Nachweis im Vorfluter. *Vom Wasser*, 1934, Bd VIII.
7. — Die Oszillatorienerkrankung unserer Seen, Biologie und Chemismus einiger Märkischer Seen. *Vom Wasser*, 1938, Bd XIII.
8. EBELING, G.: Untersuchungen über die Wirkung von Zellstoffabrikabwässern auf Fische und Fischnährtiere. *Zeitschrift f. Fischerei*, 1930, Bd 28, H 4.
9. EBELING, G. och SCHRÄDER, TH.: Über freies Chlor im Wasser und seine Wirkung auf Fische und andere Wasserorganismen. *Zeitschrift f. Fischerei*, 1929, Bd 27.
10. HAEMPEL, O.: Sauerstoffvergiftungsversuche bei Fischen. *Österreichische Fischerei-Zeitung*, 1928, Bd 25, H 1 o. 2.
11. *Handbuch der Lebensmittelchemie*. Bd 8, Tl 1. Technologie des Wassers.
12. HOLZINGER, K.: Phenolhaltige Abwässer der Kokereien als Fischgift. *Zeitschrift f. Fischerei*, 1927, Bd 25.

13. HÄRDTEL, H.: Beitrag zur Ökologie von Aphanizomenon. Die Ausbreitung und zeitweise Bekämpfung der wasserblütenbildenden Blaualge. Zeitschrift f. Fischerei, 1939, Bd 37, H 3.
14. KALABINA, M. M.: Der Phenolzerfall in Fließ- und Staugewässern. Zeitschrift f. Fischerei, 1935, Bd 33.
15. KÖNIG, J.: Die Verunreinigung der Gewässer, 2 Bde. 2. Aufl., Berlin 1899.
16. PLEHN, M.: Praktikum der Fischkrankheiten. Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Bd I, Stuttgart 1924.
17. SCHÄPERCLAUS: Karpfenerkrankungen durch saures Wasser in Heide- und Moorgegenden. Zeitschrift f. Fischerei, 1926, Bd 24, H 4.
18. STEINMANN, P.: Toxikologie der Fische. Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Bd VI, Stuttgart 1928.
19. STEINMANN, P. und SURBECK, G.: Beiträge zur Toxikologie der Fische. I—III. Zeitschrift f. Hydrologie, 1. Jahrg. 1920, och 2. Jahrg. 1922.
20. STRELL, M.: Zyanverbindungen im Wasser und Abwasser. Gesundheits-Ingenieur 1939, H 36.
21. TIEGS: Abwasserpilze und Wasserbeschaffenheit. Vom Wasser, 1938, Bd XIII.
22. VALLIN, S.: Vattenföroreningar och fisket. Stockholms Sportfiskeklubb's Årsbok, 1932.
23. — Cellulosafabrikerna och fisket. I. Ny Svensk Fiskeritidskrift, 1933, Nr 21.
24. — Smakförsämring hos fisk. Ny Svensk Fiskeritidskrift, 1934, Nr 16.
25. — Cellulosafabrikerna och fisket. Experimentella undersökningar. Medd. fr. Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket, 1935, Nr 5.
26. — Föroreningsverkan genom samhällenas avloppsvatten. Skånska drätselkammareförbundet, 1939.
27. — Sulfitluten och vattendragen. Svensk Fiskeri Tidskrift, 1939, Nr 12.
28. — Vattenföroreningar från sulfatcellulosafabriker. Inverkan på vattendragen. Svensk Papperstidning, 1939, Nr 9.
29. VIEHL: Einfluss der Temperatur und der Jahreszeit auf die Reinigungswirkung eines Stausees. Vom Wasser, 1937, Bd XII.
30. WUNDSCH, H. H.: Die Reinhaltung unserer Fischgewässer. Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Stuttgart 1926.
31. — Der Fluss als Lebensraum für die Fischwelt. Kleine Mitteilungen des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Jahrg. 5, Berlin 1929.
32. — Vergiftete Fische. Kleine Mitteilungen des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Jahrg. 11, Berlin 1935.

I N N E H Å L L.

	Sid.
Inledning	203
Olika slags förorening av recipienten	204
Oorganisk och organisk, mekanisk och kemisk förorening	204
Förorening genom naturens inverkan	206
Olika avloppsvattens skadeverkan på fisket	207
1. Direkt skadlig verkan på fiskarna	208
A. Mekanisk påverkan	209
B. Fysikalisk påverkan	209
C. Giftverkan	210
Olika typer av giftverkan	212
Syror och alkalier	213
Klor och klorföreningar	215
Egentliga metallsalter	217
Ammoniak och ammoniumföreningar	218
Cyanföreningar	218
Svavelväte och sulfider	219
Arsenik	219
Fenol, kresol och likartade föreningar	219
Organiska syror	221
Färgämnen	221
Övriga organiska gifter	221
Oljor	222
Urin och gödselvatten	222
Skadlighetsgränser för giftverkan på fisk hos olika substanser ..	223
D. Kvävning genom syrebrist	225
E. Smakförsämring hos fiskar	231
2. Försämring av fiskarnas levnadsförhållanden	234
3. Förhindrande eller försvårande av fiskets utövning	236
Litteratur	240

2. Jordbruk.

Ur jordbrukssynpunkt beröras i första hand de jordägare, vilkas gårdar äro belägna vid ett förorenat vattendrag. De viktiga hygieniska och trevnadsintressena skola ej i detta sammanhang diskuteras.

Förorening minskar ofta vattnets användbarhet som dryck åt hästar och nötkreatur. Särskilt under sommaren, då djuren gå på bete, äro de ofta hänvisade till å- eller sjövattnen som dryck. Det förekommer även ofta, att vattenledning är anlagd direkt från vattendraget till stallarna. Ett vanligt klagomål i samband med vattenförorening är också, att djuren antingen vägra dricka det förorenade vattnet eller bli sjuka, därför att de druckit därav. Ägarna se sig ibland nödsakade att vidtaga särskilda åtgärder, såsom transport av vatten till djuren, grävning av brunnar på betesmarkerna m. m. Även om för dryck åt boskapen ej samma krav på vattnets renhetsgrad behöver ställas, som när det gäller dryck åt människan, är föroreningen ej sällan så stark, att vattnets lämplighet som djurdryck kan starkt ifrågasättas. Detta gäller särskilt vid förorening av mindre vattendrag genom kloakvatten, avloppsvatten från mejerier, slakterier och garverier samt genom gödselvatten och andra med organisk substans förorenade avloppsvatten. Vid förtäring av ett av dylika avloppsvatten mer eller mindre skämt åvatten anses djuren kunna bli direkt illamående, och kolik och katarrer kunna uppträda. Indirekt kan mjölkens beskaffenhet ur bakteriologisk synpunkt bli otillfredsställande. Till sköljning av mjölkkärl får givetvis ett dylikt vatten ej ifrågakomma. Avloppsvatten från färgerier kunna i undantagsfall förorena vattendraget så starkt, att missfärgning av kött och mjölk kan äga rum, när djuren druckit av ett dylikt vatten.

Sjukdomar hos husdjuren kunna spridas via ett förorenat vattendrag. Mest omtalad i litteraturen är härvidlag den farliga *mjältbranden*. Garverier och anläggningar för bearbetning av självdöda djur (destruktionsanstalter) kunna bl. a. komma ifråga som smittospridare. Särskilt anses risk föreligga, att mjältbrandsporer kunna uppträda i avloppsvatten från sådana garverier, som bearbeta importerade hudar. Dessa bakterier och sporer äro utomordentligt motståndskraftiga och ha mycket lång livslängd även utanför djurkroppen. De kunna antingen infektera djuren, då dessa dricka ur det förorenade vattendraget eller beta på ängsmarker, som varit översvämmade med sålunda förorenat vatten. Desinfektion av hudarna genom behandling med vattenånga, järnklorid m. m. har försökts utan tillfredsställande resultat. Nära till hands ligger tanken att genom stark klorering av ett dylikt avloppsvatten döda mjältbrandens bakterier och sporer. Försök ha emeller-

tid visat, att härför behövs så pass långvarig och stark klorering (omkring 16 kg klorkalk per m³ avloppsvatten), att den knappast kan ifrågakomma, bl. a. därför att recipienten skulle få mottaga ett så stort överskott av fri klor, att giftverkan på fiskar och på livet i vattnet överhuvud skulle bli högst avsevärd. Ej heller desinfektion med t. ex. karbolsyra kan användas, emedan även detta ämne i tillräcklig koncentration verkar som ett starkt gift i vattendraget. Behandling av hudar, infekterade med mjältbrandens bakterier eller sporer, med jod i lämplig form har visat sig effektiv och även oskadlig för hudarna men torde vara alltför dyrbar i praktiken.

Förekomst av mjältbrand i Sverige är emellertid numera obetydlig. Från sakkunnigt håll har sålunda meddelats, att den under de senaste fyra årtiondena blott två gånger uppträtt epidemiartat, d. v. s. i större antal fall inom begränsat område. Vid båda tillfällena synes också smittokällan ha varit en annan än avloppsvatten från garveri. Mera enstaka fall förekomma då och då inom landet. Smittokällan torde ofta kunna hänföras till självdöda djur. Sålunda ha självdöda kor, älgar m. fl. härvidlag visat sig vara härddar för mjältbrand. En viss risk för spridning är förknippad med rävfarmerna, i den mån självdöda djur här komma till användning för utfodring. Även om således spridning av mjältbrand med avloppsvatten inom vårt land bl. a. tack vare förefintlig kontroll av importhudar för närvarande är obetydlig, får uppmärksamheten mot denna för såväl människor som djur svårartade sjukdom ej slappas. Utkastande av självdöda djur i ett vattendrag bör således även ur denna synpunkt med alla medel förhindras och beivras. Genom kompostering av slammet från sådana garveriers och andra anläggningars avsättningsbassänger, där mjältbrandsmitta kan misstänkas förekomma, tillsammans med 10 à 20 % kalk under lång tid (4—6 månader) oskadliggöras eventuella mjältbrandsporer. Vid översilning av ängsmark med avloppsvattnet från dylik anläggning bör givetvis området noggrant inhägnas och avstängas för betande djur.

En vanligare sjukdom, som misstänkes kunna spridas med avloppsvatten från slakterier, stallar m. m., är den s. k. *smittosamma kastningen*, som förorsakas av en bakterie — *Bacillus Bang*. Denna kan angripa även människan och förorsaka den s. k. undulantfebern. Bakterien ifråga tillintetgöres emellertid sedan den väl kommit ut i vattendraget ganska snabbt, och risk för smitta från vattnet torde föreligga endast närmast nedströms om det ställe, där infekterat avloppsvatten utsläppes, och särskilt då i smärre vattendrag.

Riklig förekomst av vissa *amöbor* och *infusorier* i ett förorenat vattendrag anses även kunna medföra kastning, om djuret dricker dylikt vatten.

Stafylokocker och *streptokocker* anses kunna via ett förorenat vatten ge upphov till infektioner med varbildning. Vissa bakterier tillhörande *coli-tyfus-gruppen* anses även kunna smitta djuren i samband med vattenförorening.

Ägg- och larvstadier av vissa *inälvsparasiter* — plattmaskar och nematoder, t. ex. *dynt* och *spolmaskar* — kunna även påträffas i förorenat vatten och ge upphov till infektion, om dylikt vatten användes som dryck åt djuren.

Starkt salthaltiga avloppsvatten kunna försämra vattnet. Ett åvatten, som håller upp till 3 å 4 gr/l koksalt, drickes dock ännu av djuren. I synnerhet för dräktiga djur kan en dylik salthalt, särskilt vid samtidig närvaro av magnesiumsalter, verka direkt skadligt och framkalla missfall. Högre salthalt i ett vattendrag än 1 gr/l bör ej tolereras med hänsyn till inverkan på beståndet av sötvattensfisk, för vilken denna siffra kan betecknas som maximigräns. Detta gäller även inverkan på vattendragets djur- och växtliv överhuvudtaget. I Sverige, som i motsats till bl. a. Tyskland saknar egentlig bergsindustri med starkt salthaltigt avloppsvatten, är denna risk dock relativt obetydlig. Utsläppning av större kvantiteter saltlake från slakterier, vatten för uppmjukning och sköljning av saltade hudar från garverier m. m. kan dock även hos oss tänkas medföra en alltför stark ökning av salthalten i ett mindre vattendrag, särskilt om utsläppningen äger rum mera momentant.

Skadeverkan på växtligheten på ångar och stränder utmed ett förorenat vattendrag anföres ofta vid klagomål ur jordbrukssynpunkt. Dylik inverkan förekommer i samband med flöden i vattendragen, då ångsmarkerna översvämmas. I första hand ifrågakomma härvidlag fasta avfallsämnen, såsom mineralslam från anrikningsverk, fiber från pappersbruk, cellulosafabriker o. dyl. I mindre omfattning kunna också förekomma textilfiber, kolslam från stenkolsverk, järnutfällningar nedströms om metallindustri och liknande. Dylika ämnen, som vid normal vattenföring huvudsakligen avlagra sig i vattendragens lugnområden, virvlas vid flöden upp från botten och föras i större eller mindre utsträckning ut över de översvämmade ångsmarkerna, där de, när vattnet sjunker tillbaka, stanna kvar. Blir avlagringen stark, kan den verka steriliserande och även på rent mekanisk väg hämmande på grästillväxten. Ej sällan finner man nedströms om cellulosa- och pappersfabriker efter en dylik översvämning ett gråpappersliknande lager på växterna bestående huvudsakligen av träfiber. En till sitt utseende helt likartad beläggning på strandväxtligheten kan emellertid även uppstå på annat sätt efter en översvämning, under förutsättning att densamma varar minst någon eller några veckor, vilket ej sällan är fallet vid stark och långvarig vårflod. Under denna period hinner nämligen på vegetationen och ångsmarken ofta uppstå en mycket riklig påväxt av grönalger, särskilt de trådformiga typerna *Spirogyra*, *Zygnema* och *Mougeotia*. När vattnet fallit tillbaka, torka algerna in och bilda då en gråpapperslik avlagring, som starkt påminner om den ovannämnda av träfiber. Först genom en mikroskopisk undersökning av avlagringarna kan härvidlag fastställas, i vad mån fabriken verkligen är ansvarig för den uppkomna skadan. I vattendrag nedströms om fabriker med löst organisk substans i sitt avloppsvatten uppstår ofta en riklig påväxt av smutsvattensvamp. Som exempel kunna nämnas sulfidfabriker, sockerfabriker, mejerier och stärkelsefabriker. Denna påväxt är i regel bäst utbildad under vintern, och särskilt i samband med vårfloden i vattendragen ryckes den i stor utsträckning med strömmen och kan då även avlagras på översvämmade områden. Då emellertid dessa svampflockar, se-

dan vattnet dragit sig tillbaka, snabbt sönderdelas och samtidigt tillföra marken en viss mängd nyttiga gödningsämnen, kan avlagringen betecknas snarare som en fördel än som en nackdel med hänsyn till gräsväxten på de berörda områdena.

Även lösta ämnen i avloppsvattnet kunna påverka ängsmarkerna vid översvämning. Skadligt verka härvidlag i regel oorganiska ämnen, såsom koksalt, giftiga metallsalter och syror. Starkare koncentrationer av koksalt än 1 gr/l och syror även i mycket små mängder kunna direkt skada växterna och även indirekt i så måtto, att de verka utlösande på i marken redan förefintliga näringsämnen. Om giftiga metallsalter av bly, zink, koppar m. m. utsläppas med ett avloppsvatten kunna de även i viss mån anrikas på växterna och medföra risk för betande djur genom framkallande av kolik, i särskilt svåra fall också medföra döden. Då den framrinnande vattenmängden vid översvämningar starkt ökar och således koncentrationerna av nu nämnda lösta ämnen i motsvarande grad minska i vattendraget, torde dock risken för en dylik skadeverkan i regel ej vara stor. De vanligast förekommande avloppsvattnen med lösta organiska ämnen kunna i motsats till avloppsvatten med oorganiska ämnen betecknas som fördelaktiga med hänsyn till sin inverkan på ängsmarkerna vid översvämning. Ett åvatten förorenat av kloakvatten, avloppsvatten från sockerfabriker, stärkelsefabriker, brännerier, bryggerier, mejerier, slakterier m. fl. tillför vid översvämning ängsmarkerna ett värdefullt tillskott av gödningsämnen i form av kväveföreningar, fosfat och kali. En dylik inverkan kan även ernås genom konstgjord bevattning från det förorenade vattendraget eller i form av direkt översilning eller översprutning (ty. Beregnung) av avslammade avloppsvatten, i första hand av kloakvatten men även av de nyssnämnda avloppsvattnen från olika livsmedelsindustrier. Härigenom kunna stora arealer icke blott tillföras värdefulla gödningsämnen utan jämväl, vilket ofta är lika viktigt, erhålla behövlig bevattning under torrperioder. Samtidigt erhålles en effektiv rening av avloppsvattnet under de tider av året, då dylik bevattning m. m. kan äga rum.

En skadeverkan, som även bör uppmärksammas, är den ökade igen-slämning, uppgrundning och igenväxning av en recipient, som kan förorsakas genom utledning av avloppsvatten. Ur jordbrukssynpunkt ifrågakomma främst smärre vattendrag, såsom dränerings- och torr-läggingsdiken, bäckar och mindre åar, särskilt när det gäller mera lugn-flytande sådana belägna inom slättområdena. Stark uppgrundning och igenväxning kan föranleda icke önskvärd översvämning av stränderna och, i den mån den förorsakats av föroreningen, också framtvunga tätare rensningar och muddringar och därmed också en ökad kostnad. Tvister i detta hänse-ende förekomma ganska ofta mellan å ena sidan strandrättsägare och å andra sidan samhällen och industrier. Direkt uppgrundande verka alla fasta av-sättbara partiklar i avloppsvattnen, t. ex. anrikningsslam, kalkslam, järnslam, sand, jord och skalrester från tvättvatten vid stärkelsefabriker, pota-

tisbrännerier och sockerfabriker, pappers- och textilfiber, garveriafall, kloakslam m. m. Ökad igenväxning av såväl rinnande vattendrag som grunda sjöar förorsakas av praktiskt taget alla avloppsvatten, som innehålla organiska avfallsämnen, vilkas sönderdelningsprodukter betyda ett näringstillskott för såväl algformer som högre vattenväxter. Att avgöra i vilken grad en slamavlagring i recipienten är att hänföra till ett visst förorenande avlopp är ofta vanskligt. Kemisk och mikroskopisk undersökning av slammet, bäst utav stickprov från profilprov på olika punkter av avlagringarna, kunna ge hållpunkter för en ungefärlig kvantitativ beräkning härvidlag. Ofta är det emellertid, särskilt när det gäller avlagringar på större avstånd nedströms om avloppet, omöjligt att avgöra, i vilken utsträckning sand, organisk detritus m. m. härröra från avloppsvattnet — t. ex. kloakvatten, tvättvatten från stärkelsefabriker, potatisbrännerier, sockerfabriker — eller från vattendragets naturliga slamtransport, d. v. s. sådana likartade partiklar, som tillföras genom erosion, utsvämning vid nederbörd från kringliggande åkrar m. m. Ofta händer det nog, att det avloppsvatten, som utledes närmast uppströms om den sträcka av vattendraget, där slamavlagringar påtalas, anses ha större skuld än vad verkligen är fallet. Gäller det avlagring av mera resistent, lätt bestämbara partiklar, såsom slam från anrikningsverk, pappers- och textilfiber, erbjuder dock erforderlig undersökning i regel inga större svårigheter.

När det gäller att bedöma, i vad mån ett visst avloppsvatten ökar igenväxningen av vattendraget, får en jämförelse mellan vattenvegetationens sammansättning av olika arter och särskilt denna vegetations yppighet nedströms och uppströms om avloppet i regel fälla utslaget.

Fordringar på vattenbeskaffenhet för olika ändamål.

1. Vattenbeskaffenheten i ett vattendrag ur hälsosynpunkt samt ur naturskydds- och trevnadssynpunkt.

Av fil. dr HARALD HUSS.

Vattenbeskaffenheten ur hälsosynpunkt.

Ett vatten, som är avsett att användas till dryck, till matlagning, sköljning eller beredning av livsmedel eller till rengöring av sådana kärl och redskap, vilka komma i beröring med livsmedel, bör framför allt vara av sådan beskaffenhet, att det icke fungerar såsom smittospridare, m. a. o. icke förmedlar överförandet av sjukdomsalstrande mikroorganismer till människor. Vatten till bad, till tvättning och sköljning av kläder eller till vattning av kreatur bör vara av samma goda kvalitet i hygieniskt avseende.

Så växlande som betingelserna för smittämnenas överförande via vatten vid ovan nämnda användningssätt äro, ligger det i sakens natur, att det ändamål, för vilket vattnet skall begagnas, blir bestämmande för de fordringar, som böra ställas på detsamma i varje enskilt fall.

Infektionssjukdomar, om vilka man vet eller beträffande vilka man antager, att deras smittämnen kunna spridas medelst vatten, äro bl. a. kolera, tyfus, paratyfus, dysenteri (rödsot), Bangs sjukdom (resp. kastsjuka), mjältbrand, Weils sjukdom (smittosam gulsot) och barnförlamning. Ägg och larver av parasitiskt levande maskar, såsom bandmaskar, spolmaskar och andra maskar, kunna också medelst vatten överföras till människor och djur och förorsaka sjukdomar av olikartad beskaffenhet.

Endast i undantagsfall äro förhållandena så att säga så gynnsamma, att det lyckas bakteriologen att påvisa närvaro av sagda smittämnen i ett vatten, som misstänkes vara orsak till smittospridning. Då det alltid förflyter ett större eller mindre antal dagar mellan tidpunkten för människans eller djurets infektion och den tidpunkt, då sjukdomen utbryter, resp. den tidpunkt, när misstankar riktas mot vattnet såsom smittokälla, inträffar det oftast, att smittämnen försvunnit ur det misstänkta vattnet, när detta underkastas bakteriologisk undersökning i och för upptäckande av smitto-

härden. Man får därför vanligen nöja sig med att döma på indicier, när det gäller att avgöra, om en viss vattentäkt skall frias eller fällas såsom misstänkt för smittospridning. Om de flesta av ovan nämnda sjukdomsalstrare vet man, att de kunna tillföras vattnet med tarmuttömningar från varmblodiga organismer (människor och djur), beträffande en del av dem antager man, att så är fallet. Vattnet förorenas på ett eller annat sätt med fekalier. Av det sagda förstår man utan vidare förklaringar lämpligheten uti att såsom indikatorer å eventuell vattenförorening begagna sådana mikroorganismer, vilka äro karakteristiska för fekalier, härstammande från varmblodiga organismer. Den i sådana fekalier allmänna bakterien *Bacterium coli* har vanligen visat sig vara den lämpligaste indikatorn för sådant ändamål.

En beskrivning av de olika sätt, varpå denna mikrob påvisas i ett vatten, faller utom ramen för denna p. m. Här må endast framhållas, att närvaro av *B. coli* i vatten angiver, att detta kan innehålla eller kan hava innehållit sådana ur hälsosynpunkt farliga smittämnen, vilka överföras medelst tarmuttömningar. Vid den bakteriologiska undersökningen av vatten fastställer man emellertid ej blott när- eller frånvaro av sagda bakterie, utan även objektets »totalhalt» av bakterier (resp. mikroorganismer). Dennas storleksordning lämnar även i viss mån upplysningar om vattnets hygieniska beskaffenhet i biologiskt avseende.

Att vatten, som skall begagnas för här ifrågavarande ändamål, ej får innehålla för hälsan skadliga mängder av sådana metaller som t. ex. arsenik och bly eller andra giftiga ämnen ligger i sakens natur.

Å ett vatten, vilket kommer till användning som dricks- och hushållsvatten, böra givetvis även ställas vissa fordringar med hänsyn till dess fysikaliska beskaffenhet, även om denna ej alltid sammanhänger med vattnets beskaffenhet ur hälsosynpunkt. Vattnet bör i möjligaste mån vara klart och fritt från för blotta ögat synliga föroreningar, det bör vara luktfritt och dessutom äga låg färgstyrka. I annat fall gör vattnet ett osmakligt eller rent av fränstötande intryck vid användningen såsom dricksvatten. Dålig lukt hos ett vatten kan tyda på att detsamma är förorenat på ett ur hälsosynpunkt betänkligt sätt.

Vad beträffar förekomsten av *B. coli* i vatten för olika ändamål, kan man anse det vara lämpligt att uppställa följande fordringar:

Vatten till dryck för människor, till matlagning och liknande ändamål, till diskning och inomhusbad bör vara fritt från *B. coli* i en kvantitet om minst 100 ml.

Vatten till vattning av kreatur bör ej innehålla mera än 100 *B. coli* per l.

Vatten till friluftsbad eller till tvättning eller sköljning av kläder bör helst icke innehålla mera än 100 *B. coli* per l; det kan dock i nödfall godkännas, om dess halt av *B. coli* icke överstiger 1 000 per l. Här kan i samband med det sagda erinras om det osmakliga uti att taga friluftsbad uti ett på fekalier mer eller mindre rikt vatten.

Beträffande resp. vattens totalhalt av bakterier rätta sig fordringarna till betydande del dels — när det är fråga om ledningsvatten — efter det sätt,

varpå vattnet renats, dels — när det är fråga om vatten till vattning av kreatur, friluftsbad eller till tvättning och sköljning av kläder — efter vattnets halt av *B. coli* resp. vattnets beskaffenhet i övrigt. Såsom exempel kan nämnas följande.

Av ett genom s. k. långsamfiltrering renat ledningsvatten fordrar man i allmänhet, att dess halt av å köttpeptongelatin vid 20—22° inom 48 timmar utvecklingsbara mikroorganismer icke skall överstiga 100 per ml. Ett genom kemisk desinfektion (medelst klor, ozon eller andra medel) renat vatten bör icke hava högre halt av å köttpeptongelatin vid 20—22° inom 48 timmar utvecklingsbara mikroorganismer än 10 per ml, häri dock icke inräknade i vattnet eventuellt förekommande sporer av bakterier.

Av ovanstående förstå vi, att vattnet i öppna vattendrag och sjöar, vilka kunna emottaga föroreningar av olika slag från skilda håll, ej lämpar sig till *direkt* användning för i det föregående nämnda ändamål, såvida icke vattensamlingen är belägen inom jungfruliga markområden, resp. är effektivt skyddad mot förorenande tillopp, vilket senare nu för tiden kan anses vara en sällsynthet. Sjövatten, älvvatten och andra ytvatten böra alltså underkastas noggrann rening för att de skola kunna begagnas såsom dricksvatten, hushållsvatten etc., m. a. o. för att smittorisen vid vattnets användning för sagda ändamål skall bliva den minsta möjliga. Till kategorien ytvatten kan också mången gång räknas det vatten, som förefinnes i brunnar, vilka erhållits genom sprängning eller borrhning i berg. Hit hör även sådant s. k. källvatten, vilket rinner fram ur genomsläppliga, sprickiga berg. Grundvatten, som på större eller mindre djup passerat väl filtrerande sand- och gruslager, är däremot vanligen ur hälsosynpunkt utan anmärkning. Dess halt av ovan nämnda »gelatinbakterier» ligger i allmänhet nära 0. Ur hygienisk synpunkt viktigt är, att växlingarna i ett grundvattens bakteriehalt ej äro allt för stora. Om en grundvattentäkt överanstränges därigenom att större leveransfordringar ställas på den än vad densamma kan motsvara, så kan det hända, att vatten från närliggande sjöar eller vattendrag infiltrerar i grundvattenområdet och förorenar vattentäkten. Brunnar, vilka matas med klanderfritt grundvatten, kunna även bliva smittohärdar, om brunnarna förorenas genom tillopp av avloppsvatten från i närheten av dessa gående diken, ledningar, latringropar eller dylikt.

Vattenbeskaffenheten ur naturskydds- och trevnadssynpunkt.

Till trevnaden och skönhetsintrycket i det fria, oberoende av om detta »fria» utgöres av orörd eller av människor rörd natur, hör i främsta rummet, att luften är ren och att vattnet och marken i möjligaste mån äro fria från för våra ögon frånstötande orenlighet. Vattendragens förorening förorsakas praktiskt taget alltid direkt eller indirekt genom människans åtgöranden. Avfallsämnen tillföras vattnet från bostadsområden, stallar och ladugårdar, industriella anläggningar av olika slag och från odlade marker. Härtill kommer att många människor hava en inrotad ovana att »skräpa»

omkring sig, att kasta allt onyttigt i vattnet, t. ex. vid båtfärder, varigenom vattenytan blir estetiskt mindre tilltalande. Omkringflytande papper, pappkartonger, klädespersedlar, cigarrettstumpar, korkproppar, fruktskal och annat avfall bidraga icke till vattenytans resp. strändernas förskönande.

Klart, genomskinligt vatten i sjöar och andra vattendrag tilltalar ögat mera än grumligt, med allehanda orenlighet uppblandat vatten. Från bostadsområden rinner avloppsvatten genom diken eller rörledning ut i vattendraget, härvid ofta bildande — i synnerhet i närheten av utloppsstället — lätt iakttagbara strimmor eller moln i den i förhållande till avloppsvattnet klara recipienten. En del av avloppsvattnets orenlighet — såsom papper, fekalier — sprider sig över vattenytan och förlänar denna ett högst osmakligt utseende. Om sådan orenlighet frånsilas, innan avloppsvattnet utsläppes i vattendraget, slipper man ifrån denna misspyrdnad i vattnet. En annan del av smutsämnen sjunker på kortare eller längre avstånd från utloppsställena till botten. Det uppstår ett bottenlam, vilket så småningom under bakteriers medverkan övergår i förruttelse eller ock upplöses under andra jäsningsformer. Vid förruttelsen alstras bl. a. illaluktande svavelväte, som ibland i så hög grad kan förpesta vattendraget — i all synnerhet, när detta är mera stillastående — att allt för det organiska livet (fisk och andra organismer) erforderligt, i vattnet löst syre förbrukas, varav följderna blir, att fisk och växter dödas. I samband härmed avgår ofta — särskilt under den varma årstiden — svavelväte och andra illaluktande, flyktiga ämnen från vattnet, varigenom luften förpestas. Vid bottenlammets förjäsning alstras även i vatten svårslösligare gaser, såsom väte och metan, vilka, när de bildas i större mängder, gå upp till vattenytan i form av blåsor. Vattenytans utseende blir visserligen härigenom på sätt och vis »livligare», men vetenskapen om att gasblåsorna härröra från orenlighet, gör vattendraget mindre tilltalande ur trevnadssynpunkt. Sådana gasblåsor kunna även understundom iakttagas vintertid under vattendragens istäcke, när detta är tunt. Gasbildningen uti bottenlammet föranleder ock ibland, att delar av detta lyftas upp till vattenytan, vilken då naturligtvis får ett osmakligt utseende av de kringflytande »slamkokorna». Omkring avloppsvattnets utloppsställena uppstår ock understundom ett illaluktande skum. Man kan då och då få se sådant skum rödfärgat av vissa i orenligheten levande svavelbakterier. När större mängd organiska ämnen från åkrar och bebodda platser tillføres stillastående sjöar, bildas sommartid en s. k. vattenblomma av diverse alger, vilkas kvantitet här och där blir så stor, att ett tjockt, starkt grönfärgat yt-lamskikt uppstår, vars konsistens påminner om oljefärg. Ibland sjunker vattenblomman till botten, övergår i förruttelse och blir orsaken till att en rutten, unken, dyig eller annan fränstötande lukt utströmmar från vattensamlingen.

Ett ur såväl naturskydds- som trevnadssynpunkt fördärvande inflytande på vattendragen utövar den motorolja, som utsläppes från motordrivna fartyg och båter. De öar av motorolja, som på grund härav flyta omkring på vattenytan, försämra i betydande grad dennas utseende. En oljehinna eller

en hinna av annan art, t. ex. av tjära, å en sjö kan, även om den är tunn, helt och hållet avstänga vattnet från den syretillförsel från luften, som är så viktig för det organiska livets trivsel och utveckling i vattnet.

I akt och mening att skydda naturen och öka den tillfredsställelse i estetiskt avseende, som anblicken av ett i alla hänseenden rent vattendrag medför, befrias avloppsvattnen numera ej sällan helt eller delvis från föroreningar, innan de utsläppas i recipienterna, vilka härigenom även komma att i högre eller lägre grad motsvara de fordringar, som vår tid i hygienens intresse ställer på vattendragens beskaffenhet.

2. Råvatten för kommunala vattenverk.

Av civilingenjörerna VICTOR JANSA och CLAES FISCHERSTRÖM.

Allmänna synpunkter.

Under det att varje vattenledningsvatten, som är avsett för tillgodoseende av det kommunala vattenbehovet, måste uppfylla vissa hygieniska minimifordringar, uppvisa de vattentäkter, som användas eller stå till förfogande för ändamålet, en högst skiftande renhetsgrad. Många grundvattentäkter lämna ett råvatten, som är så rent, att det kan direkt tillföras distributionsnätet. Andra grundvatten, liksom praktiskt taget alla ytvatten, äro däremot av sådan beskaffenhet, att de måste renas, innan de kunna användas som vattenledningsvatten.

Alltefter vattentäktens art komma därför olika reningsförfaranden ifråga, vilka dock i varje särskilt fall böra vara väl avvägda i förhållande till råvattnets föroreningsgrad och kemiska beskaffenhet. Av särskild vikt vid sådana anläggningar äro de åtgärder, som vidtagas för att säkerställa en ur bakteriologisk synpunkt tillfredsställande vattenbeskaffenhet. Kontroll av vattnet i nämnda avseende genom fortlöpande bakteriologiska undersökningar är ofrånkomlig.

Den bakteriella föroreningen, som ur hygienisk synpunkt är av avgörande betydelse, är sålunda i många fall bestämmande för reningsverkets utformning. En riktig avvägning av reningsmetoden förutsätter kännedom om gränserna för varje förfarandes reningseffekt i bakteriologiskt avseende. Genom omfattande experimentella och statistiska undersökningar har man funnit, att den procentuella bakteriologiska reningseffekten är nära nog oberoende av råvattnets föroreningsgrad. Den tillåtliga föroreningen hos ett råvatten kan sålunda vid given reningssmetod eller kombination av reningssmetoder ungefärligt beräknas med stöd av empiriskt fastställda värden på den procentuella reningseffekten.

Fordringar på renvattnets beskaffenhet.

Vattenledningsvattnen. För bedömning av vattenledningsvattnets bakteriologiska beskaffenhet användas i första hand tre olika bestämmningar:

1. På gelatin vid 22° C inom 48 timmar utvecklingsbara mikroorganismer (»gelatinbakterier»).
2. På agar vid 37° C inom 24 timmar utvecklingsbara mikroorganismer (»agarbakterier»).
3. Vattnets sannolika halt av *Bacterium coli* (»colibakterier») genom jäsningsprov vid 37 och 45° C.

Påvisandet av eventuell förekomst av colibakterier är den viktigaste undersökningen. I Förenta staterna, England och Tyskland är man numera ense om, att i ett hygieniskt oklanderligt vattenledningsvatten *B. coli* i allmänhet icke bör kunna påvisas i prov om 100 cm³. En viss låg halt av colibakterier anses dock vara tillåtlig utan att vattnet bör betraktas som hälsovådligt. Enligt amerikanska bestämmelser få sålunda högst 10 % av samtliga tillräckligt ofta under en längre tid utförda 10 cm³ jäsningsprov lämna positiv reaktion för *coli*. Enligt engelska bestämmelser får vattnet icke innehålla mer än 2 presumtiva (sannolika) colibakterier per 100 cm³.

Ifråga om de båda övriga bakteriologiska proven brukar man fordra, att vattenledningsvattnet ej får innehålla mer än 100 gelatinbakterier eller 10 agarbakterier per cm³.

Ett oklanderligt vattenledningsvatten skall vidare vara klart, färglöst eller praktiskt taget färglöst samt fritt från lukt och smak. Vattnet får ej innehålla lösta ämnen i godtycklig mängd. För vissa vanliga beståndsdelar böra följande ungefärliga gränsvärden icke överstigas:

Järn (oorganiskt)	0,1	mg/l
Mangan	0,05	»
Nitriter	0,0	»
Nitrater	30	»
Klorider	150	»

Vattnets pH-värde bör ligga omkring eller helst över neutralpunkten, större halt av aggressiv kolsyra är olämplig med hänsyn till korrosion, hårdhet hos vattnet förorsakar ekonomiska olägenheter o. s. v. Efter kemisk rening får renvattnet ej innehålla rester av fällningsmedel.

Badvattnet i inomhusbad bör om möjligt ifråga om bakteriologisk beskaffenhet uppfylla samma fordringar som vattenledningsvatten. Enligt Huss gälla följande ungefärliga övre gränser för den tillåtliga föroreningen av badvattnet i inomhusbad:

Gelatinbakterier (22°C)	1000	per cm ³
Agarbakterier (37°C)	100	» »
Colibakterier (45°C)	< 10	» 100 cm ³

Liknande gränser angivas av NORDGREN. I allmänhet söker man dock vid inomhusbad upprätthålla en betydligt högre standard, vilket med teknikens nuvarande hjälpmedel icke brukar möta svårigheter.

Industrivatten. Fordringarna på renheten hos industrins fabriktionsvatten variera inom vida gränser alltefter fabrikationens art. Livsmedelsindustrier, såsom mejerier och konserverfabriker, fordra vatten av samma renhet som kommunalt vattenledningsvatten, under det att exempelvis mineralvattenfabriker, porslinsfabriker samt vissa textil- och cellulosafabriker ha avsevärt strängare fordringar. Andra industrier åter, såsom flertalet cellulosafabriker, betongfabriker och mekaniska verkstäder, ha inga större krav på vattnets renhet, utan fästa huvudvikten vid att dess halt av organiska ämnen och salter understiger vissa gränser.

Reningsseffekt hos vanliga reningsförfaranden.

Vid beredning av vattenledningsvatten ur ytvatten — den process som i förevarande fall har största intresset — användas följande på den bakteriologiska reningsseffekten inverkan reningsförfaranden: klorering, snabbfiltrering med eller utan föregående koagulering och sedimentering, samt långsamfiltrering.

Reningsseffekten hos varje reningsmetod eller kombination av metoder kan lämpligen anges såsom förhållandet mellan antalet *B. coli* i det renade vattnet och i vattnet före reningen (renvattnet : råvattnet). Den på detta sätt uttryckta reningsseffekten hos ett antal vanliga reningsförfaranden uppgives vara följande:

Reningsförfarande	Reningsseffekt
Klorering av klart vatten ¹	1 : 50
Snabbfiltrering enbart, alltefter råvattnets grumlighet.....	1 : 1—1 : 10
Långsamfiltrering enbart.....	1 : 100
Koagulering, sedimentering och snabbfiltrering, enbart.....	1 : 60
D:o, men med klorering, alltefter sättet för kloreringen	1 : 3 000—1 : 20 000

Fordringar på råvattnets beskaffenhet.

Med stöd av i det föregående angivna gränser för den tillåtliga bakteriehalten hos vattenledningsvatten och ovan anförda värden på reningsseffekten hos olika reningsförfaranden kunna ungefärliga gränsvärden för råvattnets tillåtliga bakteriella förorening beräknas. Dessa gränsvärden angivas lämpligen i antal *B. coli* per 100 cm³. Man kan vid en sådan beräkning utgå från en tillåtlig bakteriehalt hos renvattnet av 1 *B. coli* per 100 cm³.

På detta sätt beräknade gränser för råvattnets tillåtliga bakteriella förorening vid olika reningsförfaranden ha angivits bl. a. av STREETER. En sammanställning av dylika ungefärliga gränsvärden vid vanliga reningsförfaranden lämnas i följande tabell:

¹ Med så liten dos, att klorsmak i regel undviks.

Reningsförfarande

Tillåtlig
förorening
B.coli per
100 cm³

Snabbfiltrering enbart.....	1
Långsamfiltrering enbart	100
Koagulering, sedimentering och snabbfiltrering.....	60
D:o med förklorering	2 500
» » efterklorering	4 500
» » för- och efterklorering.....	15 000
» men med fällning i 2 steg och efterklorering.....	60 000

Genom klorering kan man, såsom av ovanstående tabell framgår, ernå mycket hög bakteriell rening. Kloreringens effektivitet beror dock på, om vattnet är slamfritt, så att ej inkapslade bakterier förekomma, samt därjämte, hur högt kloröverskott man kan tillåta med hänsyn till att störande smak och lukt ej får uppkomma. Små mängder föroreningar av fenoler e. dyl. verka starkt smakförsämrande och omöjliggöra närvaro av även ganska små mängder fri klor. Vid klorering av klart slamfritt vatten, t. ex. grundvatten eller väl filtrerat ytvatten, brukar under normala förhållanden en förorening av 50 B. coli per 100 cm³ kunna oskadliggöras.

Enkel klorering innebär emellertid alltid en viss grad av osäkerhet. Kloreringsapparaten är utsatt för korrosion och kan därigenom utan varning bli driftoduglig, behållarna kunna tömmas utan att detta i tid uppmärksammas, olämplig ordningsföljd vid start och stopp av klorerings- och pumpanläggningar kan medföra inpumpning av oklorerat vatten o. s. v. Det kan därför ifrågasättas, om det är rådligt att tillåta enkel klorering för rening av ett vatten, som i regel är starkt bakteriellt förorenat. Om enkel klorering medgives, måste man emellertid fordra mycket god apparatutrustning, omsorgsfullt underhåll av denna och god kontroll av kloreringen. Delad klorering, d. v. s. med två av varandra oberoende anläggningar, vilka vardera lämna halva den erforderliga dosen, är att förorda i dylika fall.

Enär råvattnets förorening under året vanligen varierar inom vida gränser, beroende på varierande vattenföring, temperatur m. m., måste den tillåtliga genomsnittliga föroreningen i regel sättas avsevärt lägre än ovan angivna gränsvärden.

Tabellvärdena äro dessutom tillämpliga endast ifråga om större, noga övervakade reningsverk, där fullgoda reserver finnas för olika delar av verket och där flera aggregat samtidigt arbeta parallellt.

Vid mindre reningsverk är säkerheten i detta avseende vanligen väsentligt reducerad. För att ernå betryggande säkerhet är det vid sådana anläggningar av särskild vikt att ha tillgång till flera samtidigt verksamma »försvarslinjer» (lines of defense). Vid bestämning av den tillåtliga föroreningen hos råvattnet räknas i så fall med att en av dessa försvarslinjer försatts ur funktion. Vid exempelvis koagulering, sedimentering och snabbfiltrering

med för- och efterklorering bör man således enligt denna regel räkna med en tillåtlig förorening av endast 2 500 i st. f. 15 000 *B. coli* per 100 cm³ enligt tabellen.

3. Fabrikationsvatten, matarvatten och kylvatten.

Av civilingenjör HALVARD LIANDER.

Fabrikationsvatten.

Som regel begär man av ett fabrikationsvatten, att det skall vara så rent som möjligt. Detta gäller då icke blott grovdispersa och kolloidala föroreningar utan även ämnen i äkta lösning. Endast alkalialter äro i allmänhet helt oskadliga, i vissa fall t. o. m. önskvärda beståndsdelar. För vissa ändamål, såsom t. ex. sköljningar och uttvättning av sura beståndsdelar, betraktas också en viss karbonathårdhet som fördelaktig.

Kravet på fabrikationsvattnets renhet varierar emellertid inom mycket vida gränser för olika industrier och inom samma industri beroende på tillverkningens kvalitet. På många håll, särskilt i vårt land med dess rikliga tillgång på ytvatten av i allmänhet god beskaffenhet, har man ej ens gjort klart för sig, vilka fordringar man bör ställa på fabrikationsvattnet. Med tilltagande förorening av vattendragen och skärpta krav på de tillverkade produkternas kvalitet ökar dock betydelsen av tillgången till fabrikationsvatten av god beskaffenhet. Om man bortser från livsmedels- och liknande industrier, är ett gott fabrikationsvatten i riklig mängd ett livsvillkor framför allt för pappers- och cellulosa- samt textilfabrikationen.

Så som, d. v. s. förhållandevis grovdispersa föroreningar av organisk eller organisk natur, förorsakar som regel olägenheter i form av igensättningar av ledningar, kranar, munstycken etc. och kan därför generellt, så snart dess mängd överskrider några mg/l, betraktas som en skadlig beståndsdel i fabrikationsvatten. Detta är särskilt fallet inom pappers- och cellulosa- samt textilindustrin, i det att fibrerna vid tvättning och liknande operationer tjänstgöra som filtermedium. Som slammet i regel är färgat, ger det på så sätt upphov till fläckar och missfärgningar. Vid pappersfabriker fruktar man särskilt igensättningar av spritshålen på pappersmaskinen, ty när slammet lossnar, t. ex. genom ökat vattentryck, förorsakar det mycket fula fläckar. I färgerier o. d. blir cirkulationen lätt ojämn genom slamavsättningar i textilmaterialet och därmed även färgningen, fläckar uppstå eller färgnyansen grumlas.

Den kolloidalt lösta organiska substansen, som kan härröra från förruttande växtämnen eller från avloppslutar av olika slag, ger sig som bekant tillkänna genom den färg, som den förlämnar åt vattnet. Frihet från färgande organisk substans är likaledes ett villkor, när det gäller kvalitet hos den tillverkade varan, ehuru fordringarna i detta hänseende äro mycket olika, beroende på tillverkningens art. Medan för tillverkningen av trämassa och i all-

mänhet även oblekt pappersmassa utan olägenhet kan användas tämligen starkt färgat vatten, med en färg motsvarande 100 mg/l Pt och stundom mera, fordrar den blekta kvalitetsmassan ett betydligt renare vatten. Samma är förhållandet med textilfabrikationen och vissa kemiska industrier — särskilt konstsilke- och sprängämnesindustrien — där man helst vill ha en färg under 5—10 mg/l Pt.

Med den kolloidala organiska substansen följa även alger och liknande levande organismer, som kunna förorsaka svårigheter i form av fläckbildningar på fibermaterial, igenväxningar av ledningar etc. Dessa kunna dock hävas genom en så enkel åtgärd som klorering.

En icke ovanlig förorening i vatten är vidare svavelväte och andra flyktiga, organiska svavelföreningar, som ofta bildas vid förruttnelseprocesser eller tillföras genom avloppsvatten. Även för de fall, där dessa icke direkt påverka produktionen, måste de även i små kvantiteter anses som en skadlig beståndsdel i fabriktionsvatten, på grund av sin lukt, giftighet och angreppsförmåga på koppar och andra metaller.

Järn och mangan höra tvivelsutan till de mest störande föroreningarna i vatten. Järn förekommer i grundvatten huvudsakligen som ferrobikarbonat i äkta lösning, i ytvatten som ferrioxid eller hydroxid i kolloidalt tillstånd — exempel ges dock på att även ytvatten kunna innehålla ferrosalter, om vattendraget förorenas av betningsvätskor o. d. De tvåvärda järnföreningarna oxideras i varje fall av luftsytret under utfällning av ferrihydroxid.

En utfällning av järn- och manganoxider ur vatten kan ofta försiggå i rörledningar under inverkan av speciella bakterier, och en hög halt av järn och mangan leder under dylika förhållanden lätt till igensättningar och förstoppningar särskilt i klena sektioner.

Papper och cellulosa, liksom textiltibrer av alla slag, ha en utpräglad adsorptiv verkan på järn, som åstadkommer gulfärgning och rostfläckar, och ljusa lädervaror påverkas ogynnsamt. Järn utövar även ett ofördelaktigt inflytande på vissa färger, dels genom tannatbildning i garvsyrebetade material, dels genom lackbildning — i detta senare hänseende äro även andra lackbildande metaller, t. ex. aluminium, skadliga. Om järnhalten överstiger 0·1 mg/l Fe, är det vidare svårt att undvika gulfärgning vid blekning av cellulosa och textilmaterial.

Men för blekningsprocessen torde dock mangan, som i övrigt föranleder liknande svårigheter som järn, vara ännu skadligare. Mangan ger upphov till grå eller bruna fläckar, och man har konstaterat, att redan en bråkdel av ett mg mangan per liter vatten kan leda till missfärgning. Om manganhaltigt vatten kommer i beröring med blekmedel, kan en oxidering till permanganat inträffa, som förlänar fibermaterialet en rödaktig färg.

Järnhalten torde sålunda som regel icke få överstiga 0·1—0·2 mg/l Fe, och manganhalten bör hållas under 0·05 mg/l Mn i fabriktionsvattnet för flertalet av de industrier, som eftersträva hög kvalitet i sin produktion. Oftast kunna emellertid så låga halter icke innehållas utan rening av vattnet. Även

andra tunga metaller utöva i allmänhet skadliga verkningar och böra icke tolereras.

Hårdheten i vattnet medför olägenheter i synnerhet inom textil- och liknande industrier, där de framför allt komma till uttryck vid förekommande tvättningsoperationer. På grund av kalk- och magnesiavålarnas svårlöslighet utfällas dessa praktiskt taget fullständigt på fibrer och vävnader — detta gäller dock icke tvålar av sulfonerade fettsyror. De vid tvättningen av råull utfällda kalk- och magnesiavålarna föranleda fläckbildning vid färgningen, vita eller ljusst färgade bomulls- och linneartiklar förlänas en smutsgrå till gulaktig färg, och slutligen förbrukas en mot hårdheten ekvivalent mängd tvål. Dessa olägenheter äro givetvis mindre framträdande, ju mjukare vattnet är, men även en hårdhet av 2—3 tyska grader anses på sina håll för skadlig.

En hög bikarbonathårdhet är emellertid till förfång inom många andra verksamhetsområden. Vid uppvärmning av vattnet fälls kalciumkarbonat antingen i form av fasta beläggningar i ledningar och förvärmare eller på fabrikationsmaterialet. I garverierna förorsakas på så sätt missfärgningar av lädret, och vid limkokning blir limmet icke klart. Vid fabrikation av stengods kunna kalkutfällningar i godset föranleda ojämnheter i glasyren, liknande svårigheter återfinner man inom glasindustrien o. s. v. Lyckligtvis äro vatten med hög bikarbonathårdhet förhållandevis sällsynta i vårt land.

Övriga faktorer, såsom salthalten och pH-värdet torde få tillmätas mindre betydelse än de nu nämnda, för den händelse de icke antaga abnorma värden. Starkt sura och salthaltiga vatten verka sålunda frätande särskilt på järn, och en för hög alkalitet omöjliggör å andra sidan vattnets användning för vissa ändamål. Dylika fall äro emellertid sällsynta. pH-värdet i förbrukningsvatten ligger vanligen mellan de ungefärliga gränserna 6 och 8.5. Den totala salthalten brukar i de svenska ytvattnen ligga vid omkring 100 mg/l. I grundvatten i kalkhaltiga trakter och vid kusterna, där infiltreering av havsvatten äger rum, är den ofta väsentligt högre.

Matarvatten.

För matning av ångpannor är ett väl avgasat kondensat eller destillat ett ideal, som man ur kostnadssynpunkt mycket sällan kan realisera. Vanligen tillför man en större eller mindre mängd spädvatten, och ju friare detta är från föroreningar överhuvudtaget, desto bättre är det. Vissa föroreningar äro emellertid skadligare än andra. Detta gäller i synnerhet organisk substans och hårdhet.

Halten av slam och organisk substans i matarvattnet bör vara så låg som möjligt med hänsyn till att dylika föroreningar öka risken för skumning av pannvattnet. Några bestämda gränser kunna icke angivas, ty skumningen och graden av därmed förbundna olägenheter äro utom av den organiska substansens beskaffenhet beroende även av eventuella kemikalietillsatser till matar- eller pannvattnet i pannstensförhindrande syfte samt vi-

dare av ångpannans konstruktion, driftryck och belastning. Det är emellertid av särskild vikt, att icke fetter eller andra förtvålningbara ämnen förefinnas i matarvattnet, enär dessa i det alkaliska pannvattnet äro särskilt skumbefordrande. En hög halt av organisk substans i spädvattnet komplicerar beredningen av lämpligt matarvatten och måste i regel nedbringas genom utflockning eller på annat sätt.

Järn och mangan äro av underordnad betydelse i den mån de icke till följd av bakterieverksamhet kunna vålla igensättningar i rörledningarna.

Hårdhetens betydelse ligger framför allt i de svårösliga kalciumsalternas benägenhet att utbilda kristalliniska beläggningar i synnerhet på de värmeytor, som vattnet kommer i beröring med. De risker, som äro förbundna med dylik pannstensbildning, äro särskilt utpräglade i moderna, högt belastade högtryckspannor, för vilka matarvattnet måste i möjligaste mån avhärddas, så snart hårdheten överstiger någon grad. I de flesta fall kunna emellertid våra mjuka ytvatten användas utan avhärddning, om man blott genom tillsats av trinatriumfosfat i tillräcklig mängd fäller hårdheten som fosfat i ångpannan.

Eftersom en rationell skötsel av ångpanneanläggningen kräver en avhärddning av matarvattnet utanför eller i ångpannan, innebär en ökning av hårdheten i spädvattnet i regel endast i motsvarande grad ökade kostnader för vattenbehandlingen.

En förorening i vattnet, som egentligen först under senare tid kommit att spela en mera framträdande roll inom matarvattentekniken, är kiselsyran. Med hänsyn till den svåra pannsten, som kan förorsakas av kalcium- och magnesiumsilikater, och de kiselsyrebeläggningar, som i högtrycksanläggningar utbildas på turbinskovlarna, bör matarvattnet hålla minsta möjliga mängd kiselsyra.

Då matarvattnet i allmänhet alkaliseras, saknar spädvattnets pH -värde betydelse, om det icke går ned till extremt låga tal. Den totala salthalten i vattnet bör vara låg, enär saltkoncentrationen i pannvattnet icke får överstiga vissa gränser, som variera från fall till fall. En hög salthalt i matarvattnet medför ökad bottenblåsning av pannan.

Kylvatten.

Fordringarna på kylvattnets beskaffenhet äro jämförelsevis små. Slam får naturligtvis icke finnas i sådan mängd, att det sedimenterar i ledningarna, och icke heller organisk substans av sådan art, att den befordrar algutväxt eller slembildning.

Karbonathårdheten får icke vara så hög, att kalciumkarbonat utfaller, vilket lätt inträffar i samband med rostbildning. Icke heller bör vattnet innehålla större mängder järn och mangan, emedan som förut nämnts risk för igensättning av rören då föreligger. Vidare bör vattnet icke innehålla frätande beståndsdelar.

Undersökning av avloppsvatten och recipientens vatten i samband med vattenförorening.

Av laborator STEN VALLIN.

Det ligger i sakens natur, att en sakkunnigt utförd och om möjligt allsidig undersökning av såväl ett avloppsvattens beskaffenhet som dess inverkan på recipienten utgör en värdefull grundval för ett rätt bedömande av den skada, som en vattenförorening kan medföra för skilda intressen. Utan en dylik undersökning kan icke heller avgöras, vilka reningsåtgärder som i varje särskilt fall äro behöfliga och hur pass omfattande dessa reningsåtgärder måste vara, för att tillfredsställande renhet hos recipienten skall ernås. Också vid beräkning av ersättning för skada genom vattenförorening är en dylik undersökning nödvändig.

De undersökningsmetoder, som komma i fråga vid vattenförorening, kunna lämpligen uppdelas i fysikalisk-kemiska, bakteriologiska och biologiska. De fysikalisk-kemiska och bakteriologiska undersökningarna ha den fördelen, att de ofta kunna ge ett siffermässigt utslag på föroreningens styrka, vilket däremot blott i begränsad omfattning är möjligt i fråga om den biologiska undersökningen. Å andra sidan ge de fysikalisk-kemiska och bakteriologiska undersökningarna besked endast om vattenbeskaffenheten i recipienten vid själva provtagningstillfället, varemot föroreningens biologiska verkan på ett helt annat sätt är konstant och oberoende av de ofta betydande växlingar i recipientens vattenbeskaffenhet, som äro en följd av varierande vattenföring, diskontinuerlig utsläppning av avloppsvattnet o. d.

I viktigare fall är det ofta nödvändigt att upprepa undersökningen, så att man lär känna föroreningens verkan under olika betingelser. Om undersökningen icke kan upprepas, bör den såvitt möjligt förläggas till en sådan tidpunkt av året då föroreningens verkan på recipienten kan väntas vara starkast.

Vid förorening genom oorganiska ämnen gäller i regel, att storleken av avloppsvattnets utspädning i recipienten är den avgörande faktorn och att föroreningens verkan därför också är relativt oberoende av årstiden och således även av vattnets temperatur m. m. Ju större vattenföring dess mindre skadeverkan är härvid den allmänna regeln. Un-

dantag kunna dock nämnas. Sålunda blir exempelvis grumlingen i ett vattendrag genom uppvirvling av slamavlagringar ofta starkast vid högvattenföring. Likaså är skadeverkan genom avlagring av slam, fiber m. m. vid översvämning av ängs- och betesmarker utmed recipientens stränder givetvis knuten till perioder av högt vattenstånd.

Även vid förorening genom organiska ämnen är utspädningen i recipienten en mycket viktig faktor. Samtidigt göra sig emellertid andra faktorer mera gällande än vid oorganisk förorening. I ett vattendrag blir verkan av organisk förorening starkast vid lågvatten och samtidig hög vattentemperatur, således under sommar och höst, då de biologiska sönderdelningsprocesserna ske snabbt och risken för syrebrist med åtföljande förskämning av vattnet följaktligen är störst. Denna risk är mindre under vintern, då de biologiska självreningsprocesserna förlöpa långsamt, men å andra sidan kan vattendragets förorening därigenom få större räckvidd. I sjöar och andra stillastående vatten är däremot risken för vattnets förskämning ofta större under vintern än under sommaren. Till följd av den vid isfri vattenyta obehindrade syreupptagningen från luften och den vanligen livliga algbildningen under sommaren ökas nämligen sjöns självreningsförmåga väsentligt. Under vintern däremot kan på grund av vattnets isolering från luften genom isbeläggning, trots då rådande långsammare sönderdelning av den organiska substansen, syrebrist och förskämning av vattnet ofta inträffa.

Av det sagda torde framgå, att variationerna i föroreningsverkan under olika årstider, vid olika vattenföring i recipienten m. m. noga böra beaktas och att undersökning på platsen av sakkunnig i regel är behövlig för varje föroreningsfall.

Tillsynen över en reningsanläggnings anordning, tillräcklighet och skötsel bör också kombineras med kontrollundersökning av mängden och beskaffenheten hos avloppsvattnet och vattnet i recipienten. Dylik kontrollundersökning kan i större utsträckning än den primära undersökningen utföras å till laboratoriet insända prov.

Fysikalisk-kemisk undersökning.

Provtagning.

För att representativa vattenprov skola erhållas och för att analysresultaten skola kunna rätt bedömas, böra proven helst tagas på platsen av sakkunnig person. Valet av provtagningsstationer m. m. måste rättas efter ändamålet för undersökningen och de lokala förhållandena i varje särskilt fall.

För provtagningen bör användas särskild vattenhämtare, som på önskat djup kan stängas uppifrån vattenytan och som helst är försedd med termometer. För provens bevarande användas bäst vattenprovflaskor med inslipad glaspropp. Användas flaskor med kork, bör korken vara ny. Flaskorna måste vara väl rengjorda och vid provtagningen sköljas ett par gånger med det vatten, som skall undersökas. Flaskorna böra helt vat-

tenfyllas. Provets volym bör avpassas så, att det väl räcker till de avsedda undersökningarna. Volymen av vattenprov, som tages av icke sakkunnig och insändes till laboratoriet för analys, bör i regel ej understiga 1 liter. De olika provflaskorna etiketteras noggrant med angivande av plats och dag för provtagningen. Proven insändas omgående, enär det är av vikt, att de komma under behandling snarast möjligt. I vissa fall kan det förekomma, att proven måste tagas i närvaro av ojäviga vittnen och förses med sigill.

Vid provtagning av avloppsvatten från samhälle eller industri måste beaktas, att dessa vatten ofta växla starkt till mängd och sammansättning. Om möjligt bör därför tagas *genomsnittsprov* av avloppsvattnet.

För undersökning av vattenbeskaffenheten i *vattendrag* bör provtagningen ske ute i strömfåran — lämpligen med särskild vattenhämtare från bro, dammbyggnad eller båt. Särskilt ifråga om smärre vattendrag är det dock ofta nödvändigt att taga proven från stranden. Provtagningsflaskan fastsättes då i lämplig hållare på ett skaft och provet tages så långt ut från stranden som möjligt. I rinnande vatten är det vanligen tillräckligt att taga prov strax under vattenytan. Prov böra tagas, förutom av själva avloppsvattnet, även av vattnet i recipienten dels på lämplig punkt uppströms om avloppet dels på en eller helst flera punkter nedströms därom. Därvid måste beaktas, att avloppsvattnet hunnit jämnt fördelas i recipienten först på visst, ofta ganska stort avstånd nedströms om avloppet. Då fråga är om förorening i *sjöar* och andra stillastående vatten tagas, utom av själva avloppsvattnet, prov på olika avstånd från avloppets mynning. Härvid kräves ofta för ett riktigt bedömande, att prov tagas såväl vid ytan som på olika djup.

För vissa undersökningar måste vattnet behandlas redan vid provtagningen, för att riktiga analysvärden skola erhållas. Ett exempel härpå är bestämning av *syrehalten*. Vattenprov för detta ändamål måste tagas med en särskild vattenhämtare, utrustad med speciella för syrebestämning avsedda flaskor. Kontakt mellan vattnet och luften vid provtagningen måste i görligaste mån undvikas. Syrebestämningsreagens tillsättes omedelbart för avbrytande av de syreförbrukande biologiska processerna. På vanligt sätt tagna och till laboratoriet insända vattenprov äro i regel ej användbara för syrebestämning.

Även vissa andra bestämningar, t. ex. av vattnets reaktion (pH-värde) och dess halt av kolsyra och svavelväte, ske säkrast omedelbart vid provtagningen. I andra fall böra proven fixeras på lämpligt sätt genom omedelbar tillsättning av vissa reagens. Sålunda bör exempelvis för bestämning av fenol och hartssyra alkali omedelbart tillsättas provet. Särskilt för organiskt förorenade vattenprov kan viss *konsivering* vara nödvändig. Denna kan ske t. ex. med kloroform, formalin eller svavelsyra, beroende på vilka analyser som äro avsedda att utföras. Till prov avsedda för bestämning av biokemisk syreförbrukning, stabilitet (hållbarhet mot förruttelse) eller vissa salter, t. ex. klorider, skola däremot dylika konserveringsmedel ej tillsättas.

Vattenanalyser.

I följande kortfattade översikt över viktigare vattenanalyser skall metoden ej närmare beröras, utan härför hänvisas till litteratur och handböcker, av vilka ett mindre urval lämnas i bifogade litteraturlista. I korthet skall emellertid angivas, vilka analyser som i de olika fallen äro av särskild betydelse.

Den kemiska vattenanalysen innebär i regel kvantitativ bestämning av förefintliga lösta ämnen. Dessa böra angivas i *milligram jon per liter vatten (mg/l)*. För vissa ändamål kan det vara lämpligare att ange resultaten i *milligramekvivalenter per liter (mge/l)*. Vid kvalitativ kemisk analys anges resultatet lämpligen såsom: *ej påvisbart, spår, för handen*.

Undersökning på provtagningsplatsen.

Såsom förut framhållits är det ofta värdefullt att redan i samband med undersökningen på provtagningsplatsen kunna utföra vissa orienterande analyser. För ändamålet ha enkla fältmetoder utarbetats särskilt av R. CZENSNY och H. MÜLLER (jfr litt.fört.). Dylika metoder äro i regel kolorimetriska bl. a. för bestämning av vattnets reaktion (pH-värde), ammoniak, svavelväte och järn, men även fältmässig apparatur för vissa enklare titreringsbestämningar har utarbetats t. ex. för bestämning av syre, kolsyra och syrabindningsförmåga. Helst redan i samband med provtagningen böra även sådana egenskaper hos vattnet som lukt, eventuellt smak, färg och klarhet undersökas och protokollföras.

Vattnets fysikaliska egenskaper m. m.

Lukt. Provet utföres lämpligen så, att en flaska med glaspropp fylles till hälften och omskakas, varefter proppen urtages och lukten bestämes. Skarp utslag erhålles, om provet uppvärms till c:a 60° C (dylikt prov utföres på laboratoriet). Siffermässigt kan luktstyrkan angivas genom utspädning med luktfritt vatten. Utspädningsgraden, då lukten nått och jämnt förnimmes — *l u k t t a l* — blir då utslagsgivande för luktstyrkan.

Lukten kan hänföras till vissa specifika ämnen eller vara av mera allmän natur. Exempel på den förstnämnda gruppen äro lukt av *fri klor, klorfenol, vätesavla, merkaptan, svavelsyrlighet, ammoniak, smörsyra, mineralolja*. Exempel på den senare gruppen äro lukt av *jord, dy, fisk, ruttet vatten, urin, fekalier, sulfatfabrik, sulfittfabrik*.

Smak. Smakprov av förorenat vatten kan utföras, endast om infektionsrisk med säkerhet är utesluten. Som exempel på olika smakvalörer kan nämnas: *salt, sur, lutaktig, bitter, dy*. Smaken angives som *svag* eller *stark*.

Färg. Vid provtagningen antecknas, om vattnet är *färglöst* eller har *gulaktig, brunaktig, rödaktig, vitaktig, gråaktig, svartaktig* o. s. v. färg. Vid undersökning av sjöar eller andra stillastående vatten bestämes färgtonen lämpligen mot vitskiva, som nedsänkes i vattnet. Laboratoriemässigt kan den

ofta förekommande gulbruna färgen hos ett vatten bestämmas kvantitativt genom kolorimetrisk jämförelse med platina- eller metylorangelösning. I förra fallet anges färgstyrkan som P_t i mg/l .

Missfärgning av recipientens vatten kan bl. a. förekomma genom utsläppande av avloppsvatten från sulfid- och sulfatfabriker (gul eller brun färg), från textilfabriker och pappersfabriker (gul, grön, röd, blå eller violett färg), från garverier (även svart färg vid närvaro av järn i vattnet), från slakterier (röd färg av blod).

Klarhet. Vid provtagningen antecknas, om vattnet är *klart*, *nästan klart*, *svagt* eller *starkt opaliserande*, *svagt* eller *starkt grumligt* eller *ogenomskinligt*. Ett relativt mått på vattnets genomskinlighet erhålles genom nedsänkning av vitskiva och mätning av det djup, då skivan försvinner för ögat — det s. k. *sikt djupet*. Laboratoriemässigt bestämmas graden av ett vattens grumlighet enligt olika optiska metoder och anges vanligen genom jämförelse med uppslammat kiselsyrestoft som SiO_2 i mg/l .

Vattnet i recipienten grumlas ofta mer eller mindre starkt av olika avloppsvatten. Som exempel kan nämnas grågrumling genom mineralslam i avloppsvattnet från anrikningsverk, flockig gråaktig grumling genom kloakvatten och vatten från olika livsmedelsindustrier m. fl., mer eller mindre mjölkaktig och opaliserande grumling genom avloppsvattnet från mejerier, svartgrumling av svaveljärn nedströms om garverier, sulfidfabriker, stärkelsefabriker o. d., om vattnet i recipienten samtidigt är järnhaltigt och föroeningen så stark att betydande syrebrist uppträder, brungrumling genom utfällt järnoxidhydrat nedströms om betningsanläggningar och kopparverk.

Temperatur. Vattentemperaturen mätes och antecknas i samband med provtagningen. Om normaltermometer användes, anges temperaturen lämpligen med en noggrannhet av $0.1\ C$, i annat fall i halva eller hela grader. Särskilt lämplig är vattenhämtare med inbyggd termometer. Temperaturen bör antecknas vid varje provtagning. Mätning av temperaturen är nödvändig bl. a. vid bestämning av vattnets syrehalt och av betydelse för bedömandet av de biologiska processerna i recipienten.

Reaktion (pH-värde). Bestämnes i regel kolorimetriskt och bör helst utföras i samband med provtagningen. Synnerligen bekväm är den för detta ändamål allmänt använda HELLIGE-apparaten. Vid missfärgade eller starkare grumliga prov måste dock elektrometrisk bestämning av pH-värdet utföras.

Om pH-värdet i recipienten genom utsläppande av avloppsvatten sänkes under c:a 5.0 eller höjes över c:a 9.0, kan skadeverkan beräknas uppträda såväl på fiskbestånd som djur- och växtliv överhuvudtaget. pH-värdet bör därför bestämmas vid alla vattenföroreningsundersökningar.

Syrabindningsförmåga. Anger ett relativt värde på kalkhalten i recipientens vatten och är av betydelse för bedömning av dennas förmåga att mer eller mindre snabbt kunna neutralisera verkan av sura avloppsvatten.

Aciditet-alkalitet. Ifrågakommer huvudsakligen för bestämning av ett avloppsvattens halt av fri syra eller fritt alkali.

An-joner.

Klor-jon anges som Cl i mg/l . Av betydelse vid undersökning av kloridhaltiga eller saltsyresura avloppsvatten och deras inverkan på recipienten. Som exempel kunna nämnas kloakvatten, avloppsvatten från salterier, sodafabriker och betningsanläggningar. Enär kloriderna i likhet med flera andra oorganiska föreningar icke påverkas av de biologiska processerna, ge dessa analysvärden ett jämförelsevis säkert mått på avloppsvattnets utspädning i recipienten.

Svavelsyre-jon anges som SO_4 i mg/l . Av betydelse vid undersökning av avloppsvatten innehållande fri eller bunden svavelsyra, sulfit, sulfider, vätesvavla eller andra svavelföreningar. Som exempel kunna nämnas sulfit- och sulfatfabriker, metallindustri, fettindustri, textilindustrier och garverier.

Svavelsyrlighets-jon anges som SO_3 i mg/l . Oxideras snabbt i vattendraget och kan i regel påvisas blott lokalt strax nedströms om avloppet. Som exempel på avloppsvatten, som innehålla svavelsyrlighet, kunna nämnas sådana från sulfitfabriker samt vissa textilfabriker (blekerier).

Sulfid-jon anges som S i mg/l . Bestämnes enklast kolorimetriskt. Sulfidhaltiga eller vätesvavlehaltiga avloppsvatten kunna utsläppas från bl. a. garverier och vissa textilfabriker samt härröra från torrdestillation av kol, ved m. m. Vid stark förorening genom kommunalt kloakvatten och avloppsvatten från livsmedelsindustrier och sulfitfabriker kan vätesvavla bildas i recipienten i samband med där uppträdande sönderdelningsprocesser. Även sulfat kan vid vattnets förskämning reduceras och ge upphov till vätesvavla. Risker för vätesvavlebildning är störst i sjöar och andra stillastående recipienter. Särskilt vid botten inom djupare områden, där vattnet deltar i vertikalcirkulationen endast vid temperaturutjämnningen under vår och höst, kan halten av sulfidjoner ibland bli betydande.

Nitrat-jon anges som NO_3 i mg/l . Kolorimetrisk bestämning. Analys bör utföras i prov från recipienten nedströms om vissa metall- och sprängämnesindustrier med salpetersyrehaltiga avloppsvatten. Även vid undersökning av förorening genom kväverika organiska avloppsvatten kan det vara av intresse att bestämma vattnets nitrathalt. Rikligare förekomst av nitrat anger, att självreningen i vattendraget är i stort sett fullbordad.

Nitrit-jon anges som NO_2 i mg/l . Förekomst av nitrit, som enklast bestämmas kolorimetriskt, anger viss organisk förorening, som ännu ej fullständigt hunnit oskadliggöras genom vattnets självreningsförmåga.

Cyan-jon anges som CN i mg/l . Undersökning av cyanidhaltiga avloppsvatten från viss gruv- och anrikningsindustri samt från koks-, gas- och ammoniakfabriker bör företagas. Även i recipienten kan cyan påvisas vid starkare förorening genom nämnda avloppsvatten.

Rodan-jon anges som SCN i mg/l . Förekommer ofta i samma avloppsvatten som cyanider.

Kat-joner.

Ferro-jon, ferri-jon anges som *Fe* i *mg/l*. Järnhalten hos ett avloppsvatten liksom hos vattnet i recipienten är ofta av betydelse för föroreningens verkan. I varje fall bestämes järnhalten i prov från recipienten kolorimetriskt. Avloppsvatten med järn i lösning utsläppes från olika järn- och metallindustrier särskilt med betningsvätskorna, men förefinnes även i vatten som utpumpas från gruvor o. d. Recipientens naturliga järnhalt är ofta av intresse i samband med förorening genom organiska avloppsvatten. Vid vätesvavlebildning uppkommer nämligen svaveljärn, som kan förorsaka mer eller mindre stark svartfärgning av vattnet.

Ammonium-jon anges som *H₄N* i *mg/l*. Ammoniak bestämes kolorimetriskt och snarast möjligt efter provtagningen. Ammoniakföreningar ingå i avloppsvatten från bl. a. gas- och koksfabriker. Kloakvatten, avloppsvatten från livsmedelsindustri, gödselvatten och liknande innehålla antingen själva ammoniakföreningar eller också bildas dessa i recipienten i samband med självreningen. En hög ammoniakhalt antyder, att självreningen ännu icke fullbordats. Recipientens halt av ammoniumjoner är ofta ett gott kriterium på föroreningsgraden till följd av organiska föroreningar överhuvudtaget.

Koppar-jon anges som *Cu* i *mg/l*. Kan förekomma i avloppsvatten från metallindustri, träimpregneringsverk och vid bekämpande av algbildning med kopparsulfat.

Bestämning av andra metalljoner är blott sällan behövlig i samband med föroreningsfrågor. I särskilda fall kan dock bestämning av *bly*, *zink*, *krom*, *arsenik* och *aluminium* komma i fråga.

I vattnet lösta gaser.

Syre anges som *O₂* i *mg/l*. På grund av syrebalansens stora betydelse i en med organisk substans förorenad recipient kan bestämningen av vattnets halt av luftsyre betecknas som en av de viktigaste analyserna vid föroreningsundersökningar. Vattenprov för syrebestämning bör, såsom redan tidigare framhållits, tagas med speciell vattenhämtare och reagens tillsätts vid provtagningen, för att säkra värden skola erhållas. För syrebestämningen användes i regel WINKLERS metod, och, när det gäller ett starkare förorenat vatten, samma metod vanligen efter förbehandling av provet enligt ALSTERBERG. I fråga om avloppsvatten är det ofta av särskild vikt att bestämma dess biokemiska syreförbrukning, vilket i regel sker i utspädningsprov, som hålles i mörker vid 20° C under 5 dygn. En dylik bestämning ger möjlighet att beräkna avloppsvattnets ungefärliga inverkan på syrebalansen i recipienten. Även på vattenprov från recipienten kan det ibland vara av värde att bestämma den biokemiska syreförbrukningen. Ofta kan dock i stället förbrukningen under 24 timmar vara lämpligare å dylika prov, emedan härigenom utspädning av vattenprovet vanligen ej behöver utföras.

Kolsyra anges som CO_2 i mg/l . Bestämnes titrimetriskt omedelbart efter provtagningen. Bestämningen av vattnets halt av kolsyra vare sig i löst eller bunden form har i regel ej samma intresse ur föroreningssynpunkt som syrebestämningen. Detta kan däremot sägas vara fallet ur allmänlimnologisk synpunkt och när det gäller ett vattens korroderande inverkan (aggressiv kolsyra).

Vätesvavla anges som H_2S i mg/l . Bestämningen av fri vätesvavla har redan berörts i samband med bestämningen av sulfidjon.

Klor anges som Cl i mg/l . Bestämnes kolorimetriskt omedelbart efter provtagningen. Fri klor kan förekomma i blekningsvätskor särskilt från cellulosa-, pappers- och textilindustrin. Klor kan tillföras recipienten även vid klorering av avloppsvatten.

Organiska föreningar.

Kemiska analysmetoder för påvisande av specifika organiska föreningar i avloppsvatten och särskilt i recipienten, där de i regel förekomma endast i små koncentrationer, föreligga blott i begränsad omfattning. Ett par exempel på speciella undersökningar, där dylika analyser bruka användas, skola dock omnämnas.

Fenoler och kresoler angivas som *fenol* eller *kresol* i mg/l . Bestämningen sker kolorimetriskt. Proven konserveras vid provtagningen med alkali. Dessa ämnen förekomma i avloppsvatten från gas- och koksfabriker, ammoniakfabriker, tjärfabriker m. fl.

Hartssyra anges som *hartssyra* i mg/l . Bestämnes kolorimetriskt. Proven konserveras vid provtagningen med alkali. Analysen är av betydelse vid förorening genom cellulosaindustri, särskilt sulfatfabriker.

Kemiska gruppanalyser.

Hit kunna föras analyser för bestämning av ett avloppsvattens halt av visst slags substans eller av i vissa grupper ingående ämnen.

Torrsubstans, oorganisk substans (aska) samt organisk substans (glödgningsförlust) anges i mg/l . Bestämnes viktanalytiskt efter indunstning resp. glödgning. Ifrågakommer huvudsakligen för avloppsvatten, mera sällan för vattenprov från recipienten.

Kaliumpermanganatförbrukning anges som *permanganat* eller omräknas som *syreförbrukning* och uttryckes i båda fallen i mg/l . Analysen anger den relativa halten av organisk substans i vattendraget. Den ifrågakommer i regel vid organisk förorening överhuvudtaget. Alldeles särskilt starkt utslag ger den i vattendrag, som äro förorenade av sulfitlut.

Metylenblått-provet kommer huvudsakligen till användning för att pröva ett avloppsvattens stabilitet mot vätesvavlebildning, sedan vattnet undergått rening.

Till gruppanalyser kunna även räknas bestämning av halten *fett, kolhydrat* och *äggvita*. En dylik bestämning kan ibland vara av intresse, när

det gäller avloppsvatten från livsmedelsindustrier, exempelvis mejerier, med hänsyn dels till föroreningens verkan dels till förlusterna av nämnda ämnen med avloppsvattnet.

Bakteriologisk undersökning.

Den bakteriologiska undersökningen avser i första hand att jämte den fysikalisk-kemiska beakta de sanitära intressena. Regelbunden bakteriologisk kontroll av vattenledningsvatten och bakteriologisk undersökning av brunsvatten förekommer således numera allmänt. Även ytvattnets användbarhet som råvatten för vattenledningsverk samt dess lämplighet för vissa livsmedelsindustrier m. m. kontrolleras ofta genom bakteriologisk undersökning. När det gäller undersökning av recipientens förorening genom avloppsvatten, har dock bakteriologisk analys hittills förekommit mera sällan, fastän den givetvis även här är av särskild betydelse för vissa sanitära intressen såsom vattnets lämplighet för bad och förhindrandet av spridning av smittosamma sjukdomar. Viss bakteriologisk kontroll av avloppsvatten, som utsläppes efter biologisk rening, klorering m. m., utövas dock ej sällan. Den bakteriologiska undersökningen av recipientens vatten ger också tillkänna, i vad mån reningsåtgärder äro behöfliga ur sanitär synpunkt. När det däremot gäller att avgöra, vilken reningsgrad som erfordras eller vilken typ av reningсанläggning som bör väljas, äro de fysikalisk-kemiska och biologiska undersökningarna i regel av utslagsgivande betydelse.

Bakteriologisk bestämning utföres uteslutande på laboratoriet och oftast på dit insända vattenprov. Proven måste tagas enligt bestämda föreskrifter. Endast sterila provtagningsflaskor få ifrågakomma. Proven transporteras nedkylda, för att bakterieantalet ej skall hinna öka alltför starkt, innan proven komma under behandling, vilket bör ske snarast möjligt efter provtagningen. Att anlägga plattkulturer m. m. omedelbart i samband med undersökning på platsen är givetvis att föredraga, om så ske kan.

Vid vattenförorening går den bakteriologiska undersökningen huvudsakligen ut på att kvantitativt bestämma dels totala antalet bakterier dels antalet coli-bakterier per volymenhet vatten. Undersökning av förekomsten av specifika sjukdomsbakterier utföres i regel blott vid epidemier och ger för övrigt endast i undantagsfall säkra resultat. Bestämningen av totalantalet bakterier är av särskilt intresse för fastställande av självreningens förlopp i recipienten, under det att coli-titreringen företrädesvis avser att fastställa, om risk för spridning av sjukdomsbakterier kan anses vara för handen eller ej.

Biologisk undersökning.

Redan inledningsvis har påpekats, att ett avloppsvattens inverkan på recipientens växt- och djurliv är i vida högre grad än den fysikalisk-kemiska eller bakteriologiska vattenbeskaffenheten oberoende av de tillfälliga väx-

lingarna i recipientens vattenföring och oregelbundenheterna vid avloppsvattnets utsläppande. Den biologiska analysen ger således i kombination med den fysikalisk-kemiska och eventuellt även den bakteriologiska en betydligt säkrare bild av recipientens föroreningsgrad än de senare enbart. Att den biologiska undersökningen är alldeles särskilt värdefull för att bedöma skadeverkan av ett avloppsvatten ur fiskerisynpunkt, ligger i sakens natur. Även undersökning av föroreningens direkta inverkan på fiskbeståndet faller givetvis inom ramen för den biologiska undersökningen, men skall i detta sammanhang ej närmare beröras. Föreliggande redogörelse skall väsentligen begränsas till föroreningens inverkan på det smärre, oftast mikroskopiska växt- och djurlivet i recipienten.

Avloppsvatten, som innehåller oorganiska syror, metallsalter, mineral slam o. d. i större mängd, verkar steriliserande på livet i vattendraget och kan vid stark förorening mer eller mindre fullständigt förinta detsamma. Avloppsvatten däremot, som innehåller organisk substans, tillför recipienten ett ofta så starkt »näringstillskott», att en betydande förändring i organismvärldens sammansättning och kvantitativa utveckling inträder. De skilda lägre växt- och djurformerna äro nämligen i mycket olika grad känsliga för tillgången på organisk substans i vattnet. Blir föroreningen alltför stark, försvinna flertalet av vattendragets ursprungliga renvattenformer och ersättas av andra, ofta i högproduktion uppträdande smutsvattenformer. På högre växter, stenar och andra fasta föremål i recipienten uppträder en slemmig gulvit påväxt av bakteriebildningar, svampar eller infusorier, medan samtidigt den gröna algpåväxten försvinner. I slamavlagringar på botten uppträder ofta massproduktion av några få typer av maskar och insektlarver. När organiska föroreningar utsläppas i en sjö, ändrar dennas plankton, d. v. s. dess svävande mikroskopiska flora och fauna, sin sammansättning och vissa karakteristiska former uppträda även här i högproduktion. Så kan t. ex. stark och långvarig vattenblomning, särskilt av vissa blågröna alger, ofta förorsakas av organiskt avloppsvatten.

För att kunna draga de rätta slutsatserna av en biologisk föroreningsundersökning, måste man beakta flera olika faktorer. Enbart förekomsten av typiska smutsvattenformer i ett prov är icke utslagsgivande. Hänsyn måste tagas till summan av alla de i proven ingående formerna. Vissa former gå i högproduktion endast under den varma årstiden, andra däremot särskilt under vintern. Vissa former fordra för sin trivsel strömmande, andra stillastående vatten. Mera lokala förekomster av smutsvattenformer i närheten av avloppsmynningar o. d. äro givetvis icke utslagsgivande för föroreningen av recipienten i dess helhet. Detsamma gäller lokala förekomster av renvattenformer vid mynningen av ett rent hivattendrag eller vid en punkt av ett vattendrag, där detta strömmar särskilt starkt, så att vattnets luftning och syrsättning ger mera syrefordrande former möjlighet att leva.

Den biologiska undersökningen bör om möjligt omfatta påväxten i recipienten, eventuella slamavlagringars beskaffenhet och däri förefintliga växt- och djurformer, samt vattnets halt av svävande organismer. I ett vatten-

drag är särskilt påväxtens och slamavlagringarnas flora och fauna av intresse, i sjöar dessutom sammansättningen hos vattnets plankton. Av det sagda torde framgå, att den biologiska undersökningen, som måste utföras på platsen, fordrar ganska stor erfarenhet. Å andra sidan erbjuder den möjlighet att säkrare och lättare än genom fysikalisk-kemiska eller bakteriologiska undersökningar redan vid besiktningen på platsen få en någorlunda riktig bild av föroreningsens styrka och räckvidd.

Provtagning.

Den redskapsutrustning, som erfordras för en biologisk undersökning, är relativt enkel och utgöres i huvudsak av följande instrument.

Slamavlagringar och påväxt.

Skraphåv. Håv av siktduk med skarp metallkant på håvringen och helst med ihopskjutbart skaft. Ifrågakommer särskilt för provtagning av påväxten och djurlivet såväl i vegetation som på fasta föremål i vattendraget. Kan även med fördel användas för provtagning av djurlivet i botten-slammet i mindre vattendrag.

Bottenhuggare är lämplig vid undersökning av botten-slammet i sjöar eller större vattendrag. Ger även möjlighet till kvantitativ bestämning av djurformerna i bottenavlagringarna.

Profillod kommer till användning, om det är av särskilt intresse att fastställa slamavlagringars mäktighet och omfattning ävensom slammets beskaffenhet på olika djup i avlagringarna.

Av de med nu nämnda instrument tagna proven konserveras lämpligen en mindre del direkt — i regel med formalin — för noggrannare mikroskopisk undersökning på laboratoriet av slambeskaffenhet, mikroorganismer m. m., medan huvudparten av provet rensköljes från slam o. d. i sil eller såll, varefter »sällningsresten», d. v. s. de större växt- och djurformerna m. m. överföres på glas och konserveras för senare undersökning.

Plankton.

Planktonhåv. För undersökning av svävande organismer eller partiklar användes håv med finmaskig siktduk av siden. Kvantitativa prov erhållas, om man genom håven silar en viss bestämd vattenmängd. Detta kan också ske genom särskild planktonsil.

Slutbar vattenhämtare för dylik provtagning är nödvändig, om det vid en sjöundersökning gäller att bestämma planktonmängden på olika djup. Även dessa håvprov konserveras i regel med formalin och undersökas senare på laboratoriet.

Planktonkammare kan användas för att redan på platsen göra en preliminär kvantitativ bestämning av svävande organismer, särskilt i samband med vattenblomning eller vid högproduktion av djurplankton.

Nätram. Genom att nedsänka en nätslinga med små maskor, fäst på

en ståltrådsram av viss storlek, under t. ex. 10 minuter kan man erhålla ett ungefärligt kvantitativt prov på de smutsvattensvampflockar, som driva med strömmen, om samtidigt hänsyn tages till strömhastigheten.

I den mån de biologiska proven kunna undersökas i levande tillstånd, alltså redan vid provtagningen, är detta givetvis enbart en fördel. I regel måste dock den definitiva bearbetningen av proven ske på laboratoriet.

Fiskbestånd.

Fiskredskap och nätburar. När det gäller att bedöma inverkan på fiskbeståndet, kan det ibland vara önskvärt att utföra vissa fiskeförsök för att fastställa fiskbeståndets sammansättning och mängd. För utvärderande av avloppsvattnets skadeverkan på fiskar kunna också försök med fiskar, som utsättas i nätburar på olika ställen i den förorenade recipienten, lämpligen komma ifråga.

Föroreningszoner.

Den biologiska undersökningen bör givetvis omfatta recipienten såväl uppströms som nedströms om avloppet och bör om möjligt utsträckas så långt nedåt vattendraget, att självreningen hunnit praktiskt taget fullbordas. För fastställande av organiska avloppsvattens inverkan på recipienten har den biologiska analysen först kommit till användning och systematiserats av KOLKWITZ och MARSSON i deras s. k. *saprobiesystem*. I detta system hänförs olika organismer till de särskilt tydligt i ett vattendrag nedströms om föroreningskällan successivt uppträdande föroreningszonerna, från starkare till svagare förorening. Denna gruppering ger alltså en god bild av självreningens fortskridande verkan.

De olika zonerna kunna, huvudsakligen efter KOLKWITZ, karakteriseras på följande sätt.

1. Den polysaproba zonen (beteckning: *p*).

Kemiskt. Reduktionszon. Syrehalten ingen eller mycket låg. Vätesvavlebildning ofta för handen. Vattnet rikt på äggviteämnen och kolhydrat. I bottenlammet ofta svart svaveljärn.

Bakteriologiskt. Antalet bakterier mycket högt; kan uppgå till över 1 000 000 per cc.

Biologiskt. Riklig förekomst av trådbakterier, svavelbakterier, flagellater, infusorier. Gröna alger saknas.

2. Den a-mesosaproba zonen (beteckning: *a—m*).

Kemiskt. Oxidationsprocesser börja förekomma. Syrehalten dock låg och den biokemiska syreförbrukningen fortfarande stark. Ammoniäkföreningar för handen. Bottenlammet fortfarande svart av svaveljärn.

Bakteriologiskt. Antalet bakterier något sjunkande men fortfarande högt.

Biologiskt. Riklig påväxt av smutsvattensvampar. Gröna alger börja dock uppträda. Massproduktion av några få djurformer (smutsvattenformer).

3. Den b-mesosaproba zonen (beteckning: *b-m*).

Kemiskt. Något stigande syrehalt; den biokemiska syreförbrukningen har starkt avtagit. Kvävet förekommer i form av ammoniak, nitrit och nitrat. Bottenslammet visar fortskridande mineralisering; det svarta svaveljärnet oxideras efter hand till brunt järnoxidhydrat.

Bakteriologiskt. Antalet bakterier har sjunkit till under 100 000 per cc.

Biologiskt. Riklig förekomst av kiselalger, blågröna alger och grönalger. Rikligt djurliv; allt större antal olika djurformer börja uppträda, många i rik produktion.

4. Den oligosaproba zonen (beteckning: *o*).

Självreningen är praktiskt taget fullbordad. Djur- och växtlivet uppträder med i stort sett samma former som i renvattnet uppströms om föroreningsstället.

Kemiskt. Syrehalten åter hög; den biokemiska syreförbrukningen obetydlig. Kväveföreningar oxiderade till nitrat. Bottenslammet helt oxiderat eller mineraliserat; det svarta svaveljärnet har försvunnit.

Bakteriologiskt. Ringa antal bakterier per cc.

Biologiskt. Typiskt polysaproba och a-mesosaproba former saknas. Renvattenformer dominera.

Det kan framhållas, att om vattenmängden i recipienten är stor i förhållande till avloppsvattnets volym, den polysaproba zonen och eventuellt även den a-mesosaproba zonen kunna saknas eller i varje fall vara lokaliserade till området närmast avloppets mynning.

Pantosaprobier.

Som en särskild grupp, s. k. pantosaprobier, ha sådana former sedermera sammanställts, som äro i hög grad oberoende av vattenbeskaffenheten och således kunna förekomma inom alla de förut nämnda zonerna. Detta gäller i främsta rummet sådana vatteninsekter och deras larver, som äro hänvisade till luftens syre för sin respiration och således med jämna mellanrum stiga upp till vattenytan för att hämta luft.

Störningar i den normala zonerings.

Den ovan skisserade biologiska zonerings i recipienten, som uppkommer vid självreningen, kan störas i sin normala utbildning på olika sätt.

1. Sekundär förorening, alltså på nytt inträdande förorening i den en gång utbildade oligosaproba slutzonen, kan framkallas genom smutsvattensvamparnas karakteristiska drift med strömmen. Dessa svampar tillväxa mycket snabbt, lösryckas oupphörligt av strömmen och medfölja vattnet till renvattenzonen, där de avlagra sig i lugnvattenområdena. Särskilt när vid sommarens början vattentemperaturen stiger gå de avlagrade svampmassorna i förruttnelse och lyftas då ofta av de bildade gaserna upp till vattenytan i form av illaluktande kokor. Dylika perioder med illaluktande vatten, särskilt i kvarn- och kraftstationsdammar även långt ned-

ströms om den egentliga föroreningssträckan, äro inga ovanliga företeelser i vattendrag med kraftig påväxt av smutsvattensvamp.

2. Stark flod och högt vattenstånd i ett vattendrag kan på rent mekanisk väg störa den biologiska zonerings.

3. Självförorening i en sjö eller ett vattendrag kan förekomma i viss, dock i regel betydligt svagare omfattning än vid förorening genom avloppsvatten. Självföroreningen uppträder särskilt som följd av att växter och även vissa djurformer dö under hösten. Riklig vattenblomning kan således, när algerna dö och sjunka till botten, medföra en tillfällig ganska stark förskämning av bottenlammet och bottenvattnet. Även i ett vattendrag kunna rester av döda växter i lugnvattenområdena bilda betydande avlagringar, som kunna förorsaka liknande processer.

Erforderlig reningsgrad.

När det gäller att med ledning av en verkställd undersökning avgöra, vilken reningsgrad ett avloppsvatten behöver underkastas, bör man ur biologisk synpunkt ha rätt att fordra, att de typiskt utbildade polysapropa och a-mesosapropa zonerna i recipienten genom reningsåtgärderna bringas att försvinna. Ifråga om fiske, jordbruk och allmän trevnad kan reningen därmed i regel betecknas som tillfredsställande.

Översikt av vattnets lägre växt- och djurformer.

I följande översikt över olika växt- och djurformers gruppering inom de ovannämnda föroreningszonerna har i huvudsak följts KOLKOWITZ' saprobiesystem. I uppställningen har emellertid hänsyn tagits även till svenska förhållanden, och med stöd av den erfarenhet, som vunnits vid föroreningsundersökningar inom landet, ha vissa ändringar och tillägg kunnat göras. Huvudvikten har lagts vid sådana former, som redan vid undersökningen kunna iakttagas med blotta ögat eller med tillhjälp av lup. Systematiskt svårbestämbara former, som erfordra alldeles speciell sakkunskap för säker artbestämning, ha uteslutits. Smutsvattenorganismer ha fullständigare medtagits i förteckningen än de talrika renvattenformerna, av vilka endast en del särskilt typiska arter omnämnts.

Det ofta använda uttrycket *smutsvattensvamp* innebär icke en systematisk enhet och avser alltså icke blott äkta svampar. I denna för en organisk förorening karakteristiska, slemmiga, vita eller gulvita påväxt kunna nämligen ingå bl. a. även olika arter av tråd- och svavelbakterier, och dit kan i vidsträckt bemärkelse räknas jämväl liknande påväxt av vissa skaftade infusorier.

I översikten har för de olika formerna anförts beteckningen för den eller de saprobiegrupper, till vilka de höra, alltså: p = polysaprob, $a-m$ = a-mesosaprob, $b-m$ = b-mesosaprob, o = oligosaprob.

Förteckningen har ordnats systematiskt och upptar sålunda först växter från lägre till högre stående och därefter djurformer enligt samma princip.

Schizomycetes (bakterier).

Endast större eller kolonibildande former avses.

a. Svavelbakterier. p. Riklig förekomst förutsätter praktiskt taget oavbruten närvaro av vätesavla i vattnet. Förekommer således vid utsläppning av vätesvavlehaltiga avloppsvatten eller vid så stark organisk förorening att vätesvavla bildas.

Beggiatoa. p. Jämntjock trådartad form, rörlig. Oftast med i cellerna avlagrade svaveldroppar.

Thiotrix. p. Något avsmalnande, orörlig. I övrigt som föregående.

Lamprocystis (och närstående). *p.* Slemmiga Zooglæa-liknande kolonier med utskilt svavel.

Chromatium. p. Rörliga celler försedda med gissel, ofta rödfärgade. I högproduktion särskilt i starkt organiskt förorenade dammar och diken.

b. Trådbakterier.

Sphærotilus. p, a—m. Ogrenad. En av de viktigaste formerna i påväxt av smutsvattensvamp. Särskilt karakteristisk för förorening genom kloakvattnet och avloppsvatten från mejerier, slakterier och sockerfabriker. Saknas i regel i typisk utbildning nedströms om sulfidfabriker.

Cladotrix. a—m. Falsk förgrening. Förekommer bl. a. ofta som påväxt i gamla fiberavlagringar o. d.

Leptothrix (och andra trådformiga järnbakterier). *a—m, b—m, o.* Riklig förekomst betingas av hög järnhalt i vattnet. Inga typiska föroreningsorganismer.

c. Bakteriezoglæa. p, a—m. Samlingsbegrepp för geléartade bakteriekolonier. Ofta i högproduktion under sommaren samtidigt med starkt nedsatt syrehalt i vattnet. Vissa typiska växtsätt hos kolonierna betecknas som:

Zooglæa ramigera. p, a—m. Ofta i högproduktion vid kloakvattenavlopp. Är vanlig vid starkare organisk förorening överhuvud taget.

Zooglæa compacta. p. Täta hopgyttrade klumpar eller tjocka skikt i starkt förorenade smärre rinnande eller stillastående vatten.

Algæ (alger).**a. Schizophyceæ (blågröna alger).***Oscillatoria sp.*

1. Saproeliska former, ej eller blott svagt gul- eller grönfärgade, t. ex. arterna *O. chlorina*, *O. putrida. p.*

2. Blågröna påväxtformer, t. ex. arterna *O. tenuis*, *O. princeps*, *O. limosa*. I högproduktion. *p, a—m.*

3. Planktoniska former, t. ex. arterna *O. agardii*, *O. redeki*, bilda i högproduktion vattenblomning. *a—m.*

Pseudanabæna sp.? *p, a—m.* Iakttagen som inslag i kolonier av bakteriezoglæa nedströms om sulfidfabriker och mejerier.

Microcystis sp. b—m. Typisk för vattenblomning i eutrofa eller av organiskt avloppsvatten eutrofierade sjöar.

b. Euglenales.

Euglena viridis. p, a—m. Uppträder ofta i högproduktion i organiskt starkt förorenade smärre vatten, kloakvattendammar o. d.

c. Cryptomonadales.

Cryptomonas-arter. a—m. I högproduktion.

d. Protococcales.

Chlamydomonas-arter. p, a—m. I massproduktion.

Chlorella-arter. p, a—m. Massproduktion i kloakvattendammar o. d.

e. Ulothricales.

Ulothrix-arter. a—m, b—m. I högproduktion.

Vaucheria-arter. a—m, b—m. Har iakttagits i högproduktion bl. a. vid kloakvattenförorening av bäckar samt utanför sulfit- och sulfatfabriker vid Norrlandskusten.

f. Conjugatae.

Spirogyra-arter. a—m, b—m. Ofta i högproduktion.

Zygnema-arter. a—m, b—m. Ofta i högproduktion.

g. Bacillariales (kiselalger).

Nitzschia palea. a—m. I högproduktion.

Synedra ulnæ. a—m. I högproduktion.

Frustulia sp. a—m, b—m. Förekommer ofta i högproduktion vid ej alltför stark förorening genom sulfitlut.

Didymosphenia gemminata. o. Typisk renvattenform. Lösrivna tofsar av denna kiselalg förorena ofta utsatt fiskredskap på liknande sätt som smutsvattensvampar.

Fungi (svampar).

Typiska för påväxt av s. k. smutsvattensvamp.

Mucor-arter (mögelsvampar). a—m. Vissa arter kunna, om ock ej mera allmänt, uppträda i högproduktion vid organisk förorening.

Saprolegniaceer. p, a—m. Växa i regel på döda djur eller döda romkorn.

Leptomitus. a—m. Uppträder särskilt under vintern i högproduktion i vattendrag, som organiskt förorenats bl. a. genom kloakvatten och avloppsvatten från mejerier och sockerfabriker. Ibland även nedströms om sulfitfabriker.

Penicillium sp. a—m. Ej sällan i högproduktion, särskilt nedströms om sulfitfabriker. Föredrar vatten med sur reaktion.

Fusarium sp. a—m. Karakteristisk för vattendrag med sur reaktion. Vanlig i högproduktion bl. a. nedströms om sulfitfabriker.

Ciliata (infusorier).

Paramaecium-arter. p, a—m. Förekomma ofta i högproduktion i av kloakvatten och avloppsvatten från slakterier, mejerier, sockerfabriker m. fl. starkt förorenade stillastående vatten. Kunna bl. a. uppträda som ythinnor i vegetationen.

Colpidium-arter. *p*, *a—m*. Uppträder som föregående.

Vorticella microstoma. *p*, *a—m*. Förekommer som påväxtform på liknande lokaler som föregående.

Carchesium lachmanni. *a—m*. Infusorie med grenade kolonier, som ofta bildar en om smutsvattensvamp påminnande påväxt nedströms om samhällen och industrier med organiskt avloppsvatten.

Epistylis coarctata. *a—m*. Uppträder som *Carchesium*, dock mera sällan.

Rotatoria (hjulddjur).

Rotifer vulgaris, *R. actinurus*. *p*, om de lämna botten och uppträda i ytplankton, *a—m* för övrigt.

Diplax sp. *a—m*. Uppträder som Rotifer. Iakttagen i högproduktion vid sulfitlutförorening.

Polyarthra sp. *b—m*. Uppträder ofta i högproduktion i sjöar, där kloakvatten utledes.

Vermes (maskar).

Tubificider. I massproduktion *p*, *a—m*. Vissa arter av släktena *Tubifex* och *Limnodrilus* äro karakteristiska för färskavlagringar av kloakslam och liknande, i vilka de bilda stora röda fläckar på ytan av det svarta slammet. Även iakttagna i massproduktion i avlagringar av cellulosafiber.

Lamellibranchiata (musslor).

Sphaerium sp. I massproduktion *a—m*. Särskilt karakteristisk för fast sand- eller grusbotten i åar, som förorenas av kloakvatten.

Crustacea (kräftdjur).

Daphnia magna. *a—m*. Ofta i högproduktion i stagnerande, organiskt förorenade dammar.

Daphnia pulex. *a—m*. I högproduktion på liknande lokaler som föregående.

Simocephalus vetulus. I högproduktion *a—m*. Iakttagen bl. a. i massförekomst i vatten som förorenats genom sulfitlut.

Simocephalus expinosus. Kan uppträda som föregående art.

Ceriodaphnia sp. Kan uppträda som föregående tvenne arter.

Cyclops sp. *a—m*, *b—m*, *o*. Vissa arter kunna betecknas som pantosaproba former.

Gammarus fluviatilis. *b—m*, *o*. Har relativt stora krav på vattendragets genomsnittliga syrehalt.

Asellus fluviatilis. I högproduktion *a—m*.

Insecta (insekter) i larv- eller puppstadiet.

Chironomus thummi. *p*, *a—m*. Uppträder ofta i massproduktion i avlagringar av kloakslam och annat organiskt avfallslam. Även i avlagringar av cellulosafiber.

Chironomus plumosus. α — m . Uppträder även som karaktärsdjur i eutrofa sjöars bottenlam.

Eristalis. α — m . Vanlig i av kloakvatten starkt förorenat vatten, gödselvattnen och liknande.

Culex sp. Pantosaprob.

Corethra. Typisk rik förekomst i vissa sjötypers bottenvattnen. Vid mycket stark syrebrist, som då ofta förorsakats genom förorening, går den upp i ytvattnet.

Melusina. b — m , o . Ofta i massförekomst på vegetation, stenar o. d. i svagt eller icke alls förorenat strömmande vatten.

Cloeon dipterum. b — m , o . Ofta i högproduktion, särskilt i slättlandsåar vid måttlig förorening.

I såväl påväxtprov och planktonprov som slamprov erhålles ofta i större eller mindre mängd, utom de levande organismerna, partiklar av olika karaktär, vilka kunna ge anledning till viktiga slutsatser rörande förhandenvarande föroreningskällor. Som exempel på dylika partiklar må nämnas följande:

Cellulosafiber av olika typer. Pappers- och cellulosaindustri, kloakvatten (klosettpapper).

Ullfiber. Yllefabriker, garverier o. d.

Linfiber. Linnefabriker.

Bomullsfiber. Bomullsfabriker.

Djurhår. Garverier.

Muskelceller. Slakterier, kloakvatten.

Stärkelsekorn. Stärkelsefabriker, kloakvatten.

Kaffesump. Kloakvatten.

Kolpartiklar. Sot.

Mineralslam från anrikningsverk. Oftast skarpkantade splittror.

Järnoxidflockar.

Sandkorn.

Litteratur.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION: Standard Methods of Water Analysis. 8th ed. New York 1936.

CZENSNY, R.: Die zu den wichtigsten chemischen Methoden der Wasseruntersuchung benötigten Gerätschaften und Chemikalien sowie ihre Anwendung auf der Reise und im Laboratorium. Zeitschrift für Fischerei, 1926.

— Die zweckmässige Ausgestaltung der quantitativen Wasseranalyse zur Beurteilung fischereilicher Belange. Zeitschrift für Fischerei, 1932.

HELFER, H.: Die biologische Gewässeruntersuchung, ihre Entwicklung, Ausübung und Bedeutung. Kleine Mitteilungen des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Jahrg. 14, Nr 8—12. Berlin 1938.

HUSS, H.: Handledning i bakteriologisk teknik. Stockholm 1916.

KOLKWITZ, R.: Pflanzenphysiologie. 3. Aufl. Jena 1935.

- MÜLLER, H.: Limnologische Feldmethoden. Int. Rev. d. Ges. Hydrobiologie und Hydrographie. Bd 28, H 5 o. 6, 1933.
- OEHLMÜLLER-SPITTA: Untersuchung und Beurteilung des Wassers und Abwassers. 5. Aufl. Berlin 1931.
- TEGS, E.: Abwasserpilze und Wasserbeschaffenheit. Vom Wasser, Bd XIII, 1938.
- VEREIN DEUTSCHER CHEMIKER: Einheitsverfahren der physikalischen und chemischen Wasseruntersuchung. Berlin 1940.
- WINKLER, L. W.: Ausgewählte Untersuchungsverfahren für das chemische Laboratorium. Neue Folge II. Stuttgart 1936.
- WUNSCH, H.: Die Reinhaltung unserer Fischgewässer. Handb. der Binnenfischerei Mitt.Europas. Bd VI, Lief. 2, 1936.
-

Litteratur.

Publicerad i Sverige.

Efterföljande förteckning¹ är avsedd att innehålla flertalet av de uppsatser som publicerats i Sverige rörande

	Sid.
Vattenundersökning	279
Recipienten och dess förhållande vid förorening	281
Nederbörd	283
Avloppsledningar	283
Reningsverk för kommunalt avloppsvatten	284
Industriell vattenförorening och dess motverkande	285
Vattenförorening och fiske	286
Badvattenhygien	287
Vattenhygien i allmänhet	288

I förteckningen användas följande förkortningar:

KVA = Kungl. Vetenskapsakademien	HT = Hygienisk tidskrift
KLA = Kungl. Lantbruksakademien	NHT = Nordisk hygienisk tidskrift
KTH = Kungl. Tekniska högskolan	TT = Teknisk tidskrift
SGU = Sveriges geologiska undersökning	VV = Väg- och vattenbyggnadskonst
SUFS = Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattensfisket	K = Kemi
KFSL = Kungl. Fysiografiska sällskapet i Lund	KTT = Kommunalteknisk tidskrift
STF = Svenska teknologföreningen	SSFT = Svenska stadsförbundets tidskrift
SKTF = Svenska kommunal-tekniska föreningen	SFT = Svensk fiskeritidskrift
SSFF = Södra Sveriges fiskeriförening	NSFT = Ny svensk fiskeritidskrift
	SPT = Svensk papperstidning
	STT = Svensk trävarutidning

Vattenundersökning.

- ALSTERBERG, G.: Die Bestimmung von Nitrit und Nitrat mit besonderer Berücksichtigung hydrobiologischer Verhältnisse. Botaniska Notiser 1924.
- BERGMAN, H.: Några anteckningar om ett plankton av *Daphnia magna*. Skrifter utg. av SSFF 1920, nr 4.
- CARLIN-NILSSON, B.: Försök med odling av *Scenedesmus obliquus* i kloakvatten. Botaniska Notiser 1934.
- CARLSON, T.: Om syrets lösning i vatten och förhållande vid vattendragens självrening. Stockholm 1912.

¹ Särskilda litteraturavvisningar, omfattande jämväl utländsk litteratur, lämnas å sid. 151, 175, 188, 197, 240 och 277.

- ERIKSSON, J. V.: Den kemiska denudationen i Sverige. Medd. fr. Statens meteorol.-hydrogr. anst. 1929, bd 5, nr 3.
- GRANVIK, H.: En planktonfärgning från Knisa myr, Öland. Skrifter utg. av SSFF 1919, nr 4.
- HANSEN, A.: Bakteriologiske Vandundersøgelser efter Dansk Standard. NHT 1939, s. 348.
- HUSS, H.:Handledning i bakteriologisk teknik. Stockholm 1916.
- Jämförande undersökningar av is och vatten i sjöar och vattendrag inom Stockholm och i dess omgivningar. HT 1916, hft 4.
 - Bakteriologiska undersökningsmetoders användbarhet vid bedömning av ett vattens renhetsgrad. KVA handl. bd 59, nr 5. Stockholm 1919.
 - Några anmärkningar rörande ett vattenprovs behandling mellan provtagning och bakteriologisk undersökning. TT 1920, K hft 11.
 - En undersökning av is från Mörtviken. NHT 1922, hft 1.
 - Mjolkprovets användbarhet vid bedömning av ett vattens renhetsgrad. TT 1922, hft 6.
 - En ny indikator å vattenförorening. NHT 1923, hft 1—2 o. 3—4.
 - Sulfitreducerande bakterier uti fekalt förorenat vatten. NHT 1934, hft 3—6.
 - Provtagning av vatten för bakteriologisk undersökning. NHT 1936, hft 10—12. Även KTT 1937, hft 1.
 - Några riktlinjer rörande den bakteriologiskt-hygieniska kontrollen av vatten. NHT 1939, s. 275.
- HUSS, H., TULLSTRÖM, E., och WIDELL, S.: Bacillus phlegmonis emphysematosæ såsom indikator å fekal förorening i vatten. NHT 1933, hft 1—5.
- LIND, G.: En Sammenligning mellem Kosers Metode (Urinsyreproven og Citratproven) og en Række andre Metoder til Paavisning af fækale Colibaciller i Vand. NHT 1932, s. 255.
- LUNDQVIST, G.: Sjöarnas transparens, färg och areal. SGU 1936, årsbok 30, nr 4.
- LÖNNERBLAD, G.: Biologische Untersuchungen in einigen Seen im Aneboda-Gebiet. Botaniska Notiser 1929.
- NAUMANN, E.: Försök angående vissa avfallsprodukters och gödselämnens inverkan på vattnets biologi. Skrifter utg. av SSFF, 1917, nr 17.
- Studier över biologiskt betingade driftstörningar vid vattenverk. I. Skrifter utg. av SSFF 1919, nr 4.
 - Studier över biologiskt betingade driftstörningar vid vattenverk. II. Skrifter utg. av SSFF 1920, nr 2.
 - Daphnia magna Straus als Versuchstier. KFSL förhandl. 1933, bd 3, nr 2.
 - Über einige Fehlerquellen der D. m.-Probe bei toxikologischen Untersuchungen. KFSL förhandl. 1933, bd 3, nr 12.
 - Über die Beeinflussung von Daphnia magna durch einige Salze und Salzmischungen. KFSL förhandl. 1934, bd 4, nr 2.
 - Einige Bemerkungen über die Abhängigkeit der Daphnia magna von dem pH-Standard des Wassers unter experimentellen Bedingungen. KFSL förhandl. 1934, bd 4, nr 3.
 - Über die Toxizität des Kupfersulfats für Daphnia magna. KFSL förhandl. 1934, bd 4, nr 5.
 - Über die Toxizität des Zinksulfats für Daphnia magna. KFSL förhandl. 1934, bd 4, nr 13.
 - Über die Toxizität des Bleichlorids für Daphnia magna. KFSL förhandl. 1934, bd 4, nr 14.
- NORDGREN, G.: Några synpunkter på colititreringens praktiska värde med hänsyn till dess felkällor. NHT 1935, hft 9—10.
- Några undersökningar över klorets inverkan på B. colis temperaturkänslighet. En obeaktad felkälla för Eijkmanns prov vid klorerade vatten. NHT 1938, hft 6.

- NORDQVIST, H.: Studien über das Teichzooplankton. KFSL förhandl. 1921, bd 32, nr 5.
- Studien über die Vegetations- und Bodenfauna ablassbarer Teiche. KFSL förhandl. 1925, bd 36, nr 8.
- PRINTZ, H.: Undersökelse over de bakteriologiske forhold i is. NHT 1925, hft 11—12.
- RUNDBERG, G.: Vilken roll spelar tillblandningen av urin och avföring till vatten för uppkomsten och utvecklingen av förruttelse? NHT 1936, hft 1—2.
- SJÖSTEDT, G.: Om en röd vattenfärgning förorsakad av *Daphnia magna* Straus i Slottsparkens fågeldamm i Malmö. Fauna och flora 1922.
- SONDÉN, K.: Fordringarne på kvaliteten av is och dricksvatten samt Stockholms isfråga. HT 1910, hft 1.
- Provtagning och bestämning av luftsyre och syreförtäring i vatten i huvudsak enligt Winkler. TT 1920, K hft 2.
- Några kemiska vattenanalyser av allmänare intresse. NHT 1922, hft 2.
- Utjämningsströmmar. Några laboratorieförsök. TT 1925, VV hft 6.
- En uppsjöperiod i Mälaren i belysning av försök över utjämningsströmmar. TT 1925, VV hft 10.
- SONDÉN, K., och HUSS, H.: Anvisning rörande provtagning av vatten. SKTF handl. 1924, nr 9.
- TRIER, E.: Om det vitale Iltforbrug bestemt efter Winklers metode og Kroghs mikrometode med maalesprøjte. NHT 1937, hft 1.

Recipienten och dess förhållande vid förorening.

- ALM, G.: Biologiska undersökningar över vattenföroreningar i Nissan. Skrifter utg. av SSFF 1921, nr 3—4.
- Några ord om våra sjöars och floders biologiska betydelse. Fauna och flora 1922.
- Svensk sötvattensbiologisk forskning och dess praktiska uppgifter. KLA handl. o tidskr. 1931, h 8.
- Stenfaunan och dess betydelse. SFT 1936, nr 2.
- ALM, G., SCHMIDT, C., och SONDÉN, K.: Nissans förorening. TT 1921, K 8 o. 9.
- ALMSTEDT, T., och CARLIN-NILSSON, B.: Fytoplankton i Anebodadammarna sommarens 1934. Skrifter utg. av SSFF 1935.
- ALSTERBERG, G.: Die Sauerstoffsichtung der Seen. Botaniska Notiser 1927.
- Die Dynamik des Stoffwechsels der Seen im Sommer. Lund 1935.
- CARLIN-NILSSON, B.: Planktonproduktionen i Motala ström vid Fiskeby. Norrköping 1937.
- EKMAN, S.: Den levande insjön. Verdandis småskr. nr 341. Stockholm 1930.
- v. GREYERZ, W.: Om rening av kloakvatten medelst utspädning i recipienten. TT 1928, VV 12.
- Om spillvattenförorening av vattendrag och sjöar. Nord. ing.mötet i Köpenhamn 1929.
- HAMBERT, G.: En undersökning med hänsyn till frågan om behovet av rening av avloppsvattnet från Uppsala stad. NHT 1931, hft 5—6.
- HUSS, H.: Undersökningar av Storsjöns vatten vid Östersunds hospital. NHT 1920, hft 2.
- Svavelvätebildningen i våra vattendrag. NHT 1924, hft 5—10.
- Några ord om vattendragens förorening inom Stockholm och i dess omgivningar. NHT 1934, hft 3—6.
- HUSS, H., och SONDÉN, K.: Vattnet i sjöar och vattendrag inom Stockholm och i dess omgivningar. TT 1920, K hft 6.

- HUSS, H., och VALLIN, S.: Yttranden rörande Munksjön vid Jönköping. Jönk. stadsfullm. handl. 1938, nr 9.
- JERDÉN, A.: Öresunds förorening av avloppsvatten och olika metoder för avloppsvattens rening. TT 1930, hft 44.
- LUNDBERG, F.: Über die Sauerstoffschichtung der Seen im Sommer. Botaniska Notiser 1929.
- LUNDBYE, J. T.: Forurening av Vandløb og Søer. NHT 1927, hft 9—12.
- LUNDQVIST, G.: Sjöarnas transparens, färg och areal. SGU 1936, årsbok 30, nr 4.
- Die regionale Limnologie Schwedens. Eine Übersicht. IX. Internat. Limnol. kongr. Sverige 1939.
- LÖNNERBLAD, G.: Über die Sauerstoffabsorption des Bodensubstrates in einigen Seentypen. Botaniska Notiser 1930.
- Über den Sauerstoffhaushalt der dystrophen Seen. Lunds Univ. årsskr. 1931, bd 27, nr 14. Även KFSL förhandl. 1931, nr 14.
- LÖNNERBLAD, G., och NAUMANN, E.: Über das Verteilungsbild von Daphnia magna in durch organische Abfallstoffe verunreinigtem Wasser. KFSL förhandl. 1934, bd 4, nr 15.
- NAESLUND, C.: De viktigaste biologiska och kemiska processerna vid vattenrening. NHT 1939, hft 1.
- NAUMANN, E.: Lietzensee vid Berlin. En bild från den tillämpade hydrobiologien i stordrift. Skrifter utg. av SSFF 1915, nr 13.
- Några synpunkter angående vegetationsfärgningens produktionsbiologi. Skrifter utg. av SSFF 1918, hft 1.
- Om planktoniska djurformer såsom orsak till färgningar i sötvatten. Skrifter utg. av SSFF 1918, hft 4.
- Sötvattnets produktionsbiologi. Lund 1918.
- Sötvattnets plankton. Vetenskap och bildning. Stockholm 1924.
- OTTERSTRÖM, C. V.: Om vore Söers Naturforhold og deres deraf betingede Evne til at taale Forurening. NHT 1930, hft 5—7.
- SCHMIDT, C.: Renhållning av våra vattendrag. Några synpunkter. Suenioni Lübeck sexagenario, Stockholm 1937. Även TT 1937, hft 30, och SFT 1937, hft 10.
- SMEDBERG, R.: Flottledernas vatten. NHT 1924, hft 5—10.
- SONDÉN, K.: Stockholms avloppsvatten och dess inflytande på vattendragen kring staden. Bih. t. Stockh. stads hälsovårdsnämnds årsber. 1888. Stockholm 1889.
- Anteckningar rörande svenska vattendrag med hänsyn till beskaffenheten av vattnet i desamma. Stockholm 1914.
- Var och när böra vattenklosetter förordas eller tillåtas? SKTF handl. 1915, nr 6.
- I vilka fall är rening av avloppsvatten från samhällen erforderlig? SKTF handl. 1916, nr 9.
- Några undersökningar av sötvattenssjöar i Stockholm och dess omnejd. SKTF handl. 1918, nr 10.
- Vertikalcirkulationens hygieniska betydelse och några därmed sammanhängande frågor. TT 1919, hft 9.
- En uppsjöperiod i Mälaren i belysning av försök över utjämningsströmmar. TT 1925, VV hft 10.
- Om vattenförorening. Skrifter utg. m. anledn. av KTHs 100-årsjubileum 1927.
- Några vattenkemiska studier rörande Ekeröfjärden och Lilla Värtan. TT 1929, K hft 3.
- P. M. rörande vattnet i Mälaren, Norrström och Saltsjön inom Stockholms vattenområde. Bih. t. Stockh. stadskoll. utl. o. mem. 1931, nr 48.
- Några hygieniska och hygienens närstående synpunkter vid reglering av sjöar och vattendrag. NHT 1933, hft 1—5.

- SONDÉN, K., HENNINGSSON, B., CLEVE-EULER, A., och HUSS, H.: Vattnet i sjöar och vattendrag inom Stockholm och i dess omgivningar. Bih. t. Stockh. stads hälsovårdsnämnds årsber. 1910 o. 1911. Stockholm 1912.
- THUNMARK, S.: Über die regionale Limnologie von Südschweden. SGU 1937, årsbok 31, nr 6.
- TRYBOM, F.: Bottenprof från svenska insjöar. Geol. Fören. i Stockh. förhandl. 1888, hft 7.
- VALLIN, S.: Föroreningsverkan genom samhällenas avloppsvatten. Skånska drätselkammarförbundet. Lund 1939.
- WESENBERG LUND, C.: Vore ferske Vandets Forurening. NHT 1927, hft 9—12.
- WESTBERG, N.: Die Wasserwerke vom limnologischen Gesichtspunkt. IX. Internat. Limnol. kongr. Sverige 1939.
- ÅGREN, H.: Sjöregleringar. Svenska Jordbrukets Bok. Sötvattensfiske och fiskodling. Stockholm 1922.

Nederbörd.

- v. GREYERZ, W.: Undersökning rörande sambandet mellan nederbördens intensitet och varaktighet m. m. TT 1924, VV hft 7.
- LUNDBYE, J. T.: Maaling av de største regnintensiteter. NHT 1924, hft 5—10.
- SLETENMARK, G.: En registrerande nederbördsräknare av ny typ. TT 1932, VV hft 8.
- ÅKERLINDH, G.: Bearbetning av nederbördsdiagram för avloppsändamål. TT 1939, VV hft 4.

Avloppsledningar.

- ANDERBERG, A.: Om rännstens- och gårdsbrunnar. TT 1925, VV hft 3.
- ANDERSSON, I.: Vattenklosettanläggningar med septic tank. HT 1908, hft 4.
- BRINCK, E.: Örebro stads avloppsledningar samt anordningar för deras spolning. SKTF handl. 1919, nr 10.
- EKMÄN, T.: Riktlinjer för provisoriskt ordnande av spillvattenavlopp för mindre samhällen och större städers ytterområden, där allmänt avloppssystem saknas. NHT 1938, hft 2.
- ERICSSON, I.: Vatten och avlopp. Föredrag i hälsovård. Sv. hälsovårdstjänstemannaförbunds studiekurs i Stockholm 1932.
- HEDSTRÖM, E.: Gator och avloppsledningar. Stockholm 1921.
- HULTIN, B., och KRUSE, E.: Modellförsök för bestämning av avbördningsmängden genom ett sidomunstycke på en ledning. TT 1937, VV hft 9. Disk. TT 1937, VV hft 11 o. 12.
- HÄLLÉN, K.: Pumpstation för spillvatten i Örebro. KTT 1935, nr 4.
- HÖGANÄS-BILLESOLMS AB: Om avloppsledningar. Hälsingborg 1928.
- JANSA, V.: Avloppets ordnande. Hem i Sverige 1929, nr 12.
- Yttre avloppsledningar. Värme, ventilation och sanitet, II. Stockholm 1940.
- JERDÉN, A.: Dränering av byggnadsgrunder och avlopp från källarvåningar. SKTF festskrift 1928.
- Två nya pumpstationer för avloppsvatten i Malmö. KTT 1937, nr 4.
- KEMPE, E.: Stockholms avloppsväsen. SKTF handl. 1937, nr 8.
- LIDVALL, N.: Stockholms avloppsväsen. SKTF handl. 1927, nr 10.
- LINDQUIST, H.: Kombinerat avloppssystem med begränsad regnvattenavledning. TT 1925, VV hft 5.
- Vattenavlopp. Uppfinningarnas bok, del VI, 1931.
- LUNDBERG, CH.: Behandling av spillvatten och sopor i mindre samhällen. SSFT 1931, hft 4.

- LUNDGREN, C. G.: Grafisk beräkning av rörledningar och kanaler. Prisbelönad Polhemsskrift. TT 1904.
- OWE, O.: Ombygning av Oslo kloaknett med tilhörande rensesstasjonsproblemer. SKTF handl. 1932, nr 10.
- Källaröversvämning och kloakdimensionering. Rörinstallatören 1937, nr 1.
- REYDE, F.: Några synpunkter på dimensionering av avloppsledningar för regnvattenavledning. KTT 1935, nr 6.
- RICHERT, J. G.: Om kloakledningars dimensioner och lutningsförhållanden. Prisbelönad Polhemsskrift. TT 1895, Byggn.konst, hft 5—6.
- SONDÉN, R.: Avloppsvattnets avledande och rening i Borås. SKTF handl. 1933, nr 12.
- STÉENHOFF, G.: Historien om ett kloakbräddavlopp. NHT 1925, hft 7—8.
- SUNDBLAD, N. K.: Förslag till reningsanläggningar med samlingsledningar för avloppsvattnet i Stockholm. SKTF handl. 1931, nr 9. Även SSFT 1931, hft 6.
- WENDT, I.: Dimensionering af kloakledningar, afsedda att afleda regnvatten. TT 1912, VV hft 9.
- WESTERBERG, N.: Konstruktion och beräkning av avloppsledningar. Stockholm 1919.

Reningsverk för kommunalt avloppsvatten.

- BLADINI, L.: Om betingelserna för anläggning och användande av vattenklosetter på landsbygden. NHT 1932, hft 1.
- DAHLBERG, B.: Rening av avloppsvatten. TT 1925, VV hft 4.
- ERICSSON, I.: Några reningsåtgärder för vatten och avlopp för småsamhällen. NHT 1933, hft 1.
- FISCHERSTRÖM, C.: Klorering inom vattenreningstekniken. TT 1930, VV hft 12; TT 1931, VV hft 3.
- GESTON, G.: Västerås stads reningsverk för avloppsvatten. SKTF handl. 1940, nr 5.
- GRANQVIST, R.: Om nutida metoder för oskadliggörande av kloakvatten och en blick på avloppsförhållandena i Helsingfors. SKTF handl. 1929, nr 11.
- Aktiverat-slam-anläggningar i Helsingfors, erfarenheter och rön. TT 1935, VV hft 6.
- V. GREYERZ, W.: Tyska undersökningar och erfarenheter rörande emscherbrunnar och deras drift. TT 1916, hft 9.
- Om rening av avloppsvatten medelst aktiverat slam. Hyllningsskrift tillägnad J. Gust. Richert. Stockholm 1917.
- Kostnadsjämförelse mellan olika förfaringssätt för rening av kloakvatten. K. Väg- o. vattenb.kårens 75-årsskrift 1926.
- HUSS, H.: Om klorering av avloppsvatten. NHT 1925, hft 7—8.
- JANSA, V.: Avloppets ordnande. Hem i Sverige 1929, nr 12.
- Vattnets rening. En vital hygienisk angelägenhet. Soc.-medic. tidskr. 1934, nr 3 o. 4.
- JERDÉN, A.: Reningsmetoder vid vattenlednings- och kloakverk i USA. SKTF handl. 1923, nr 6.
- Meddelande från internationella sanitetstekniska konferensen i London 1924. SKTF handl. 1925, nr 8.
- Öresunds förorening av avloppsvatten och olika metoder för avloppsvattnets rening. TT 1930, hft 44.
- Metoder för kloakvattnets oskadliggörande och deras tillämpning i några städer vid Öresund. SKTF handl. 1931, nr 8.
- Silning av avloppsvatten. KTT 1938, juni.

- JOHANSSON, H., och WESTBERG, N.: Utrötning av kloakslam. TT 1939, VV hft 5.
- KEMPE, E.: Nya metoder för rening av avloppsvatten. KTT 1935, nr 5.
— Stockholms avloppsväsen. SKTF handl. 1937, nr 8.
- KRUSE, E.: Rening av avloppsvatten. KTT 1935, nr 2.
— Anordningar för rening av avloppsvatten. TT 1937, VV hft 6.
- LIDVALL, N.: Åkeshovs reningsanläggning. TT 1935, VV hft 8.
- LUNDBERG, CH.: Om Växjö stads afloppsförhållanden och rening af dess spillvatten. HT 1914, hft 1.
— Behandling av spillvatten och sopor i mindre samhällen. SSFT 1931, hft 4.
- LUNDBYE, J. T.: Afløb fra enkeltliggende Huse. NHT 1931, hft 10—12.
- MICHELSON, S.: Staden Berlins övervattningfält (Rieselfelder). SSFT 1929, hft 8.
- NAESLUND, C.: De viktigaste biologiska och kemiska processerna vid vattenrening. NHT 1939, hft 1.
- OWE, O.: Om rensning av kloakvann. NHT 1926, hft 3—4.
— Ombygning av Oslo kloaknett med tilhørende rensstasjonsproblemer. SKTF handl. 1932, nr 10.
- PETTERSSON, A.: Om rening av avloppsvatten och i Sverige därför använda metoder. HT 1919, hft 2.
- SONDÉN, K.: Om vattenklosetter samt rening af afloppsvatten från stadssamhället. Bih. t. Stockh. stads hälsovårdsnämnds årsber. 1906.
— För och emot septiska tanken såsom hustank. NHT 1922, hft 6. Disk. av WESTERBERG, N., SONDÉN, K., och HARVEY, G. P., NHT 1923, hft 3—4.
- SONDÉN, R.: Modern rening av avloppsvatten. TT 1927, VV hft 6.
— Nya typer av emscherbrunnar. TT 1929, hft 4.
— Avloppsvattnets avledande och rening i Borås. SKTF handl. 1933, nr 12.
— Borås stads reningsverk och pumpstationer för avloppsvatten. KTT 1936, nr 1.
— Behandling av avloppsvatten från smärre byggnadsområden och enstaka byggnader. Anordningarnas tekniska utformning. SKTF handl. 1939, nr 10.
- SONDÉN, R., och LINDGREN, Å.: Fällning av avloppsvatten med järnklorid. KTT 1938, nr 6.
- STOCKHOLMS GATUKONTOR: Förslag till anordningar för rening av avloppsvattnet i Stockholm. Bih. t. Stockh. stadskoll. utl. och mem. 1931, nr 48.
- SUNDBLAD, N. K.: Förslag till reningsanläggningar med samlingsledningar för avloppsvattnet i Stockholm. SKTF handl. 1931, nr 9. Även SSFT 1931, hft 6.
- TIDMARK, N.: Om rening av avloppsvatten, framför allt med aktiverat slam. NHT 1929, hft 8—9.
- WELIN-BERGER, H.: Reningsanläggningar för kloakvatten. Tidskr. f. statens lantbr.ing. 1936—1937, nr 2.
- WENDT, I.: Kan kloakvattnet från städerna på ekonomiskt sätt utnyttjas? SSFT 1921, hft 2.
- WESTERBERG, N.: Om rening av avloppsvatten samt några ord om septic-tank-systemet i Stockholm. TT 1905.
- ÅKERLINDH, G.: Rening av avloppsvatten genom kemisk fällning. TT 1940, VV hft 12.

Industriell vattenförorening och dess motverkande.

- ALM, G.: Virkesflottningen och fisket. Sv. Jordbrukets Bok. Sötvattensfiske och fiskodling. Stockholm 1922.
— Virkesflottningens inverkan på fisket. Medd. fr. K. Lantbr.styr. 1923, nr 3.
— Industriens fiskeavgifter och deras användning. Medd. fr. SUFS 1936, nr 12.

- BERGLUND, E. S.: Vattenförorening genom avloppsvatten från gruvor och anrikningsverk samt anordningar till motverkande av avloppsvattnets skadliga verkningar uti vattendrag och sjöar (recipienter). Medd. fr. Jernkontorets gruvbyrå, V. Uppsala 1938.
- BERGSTRÖM, H.: Vattenföroreningar från sulfatcellulosafabriker. SPT 1939, nr 8.
- BERGSTRÖM, H., och CEDERQVIST, K. N.: Hartssyrornas förekomst i svartlut och tvättvatten. SPT 1937, nr 5.
- — Metod för bestämning av hartssyror i avloppsvatten från sulfatcellulosafabriker. SPT 1937, nr 23.
- BERGSTRÖM, H., och TROBECK, K. G.: Bestämning av mängden hartssyror i avloppsvatten från sulfatfabriker. SPT 1937, nr 22.
- — Kontroll av diffusörvtvättning i sulfatcellulosafabriker. SPT 1938, nr 11.
- BERGSTRÖM, H., och VALLIN, S.: Vattenförorening genom avloppsvattnet från sulfatcellulosafabriker. Medd. fr. SUFS 1937, nr 13.
- CARLSSON, C. G.: Metoder för oskadliggörande och tillvaratagande av förbrukade betbad. Jernkontorets ann. 1938, hft 12.
- FREIDENFELT, T.: Flottnings inverkan på fisket. Karlstad 1928.
- KARLSTRÖM, A.: En ny stoffångare. SPT 1930, nr 12 o. 13.
- MÖRTSELL, S.: Anordningar för rening av avfallsvatten från anrikningsverk. Uppsala 1940.
- RENNERFELT, E.: Undersökningar över svampinfektionen i slipmassa och dess utveckling däri. Sv. Skogsvårdsfören. Tidskr. 1937, hft 1.
- Utvecklingen av svampar i slipmassa av färsk och flottad ved. SPT 1939, nr 1.
- Der Zuwachs von Rhodotorula glutinis Harrison unter verschiedenen Kulturbedingungen. Botaniska Notiser 1939.
- SCHMIDT, C.: Tekniska anordningar till fiskets skydd mot skador från industrien. Sv. Jordbrukets Bok. Sötvattensfiske och fiskodling. Stockholm 1922.
- SWENANDER, G.: Om våra fiskevattens förorening genom vissa industriella anläggningar. SFT 1909, hft 2.
- Biologiska undersökningar i av vissa fabriksanläggningar förorenade vatten. Skrifter utg. av SSFF 1910, nr 6.
- Åtgärder för främjande av sulfitsprittillverkningen. SFT 1914, hft 5.
- VALLIN, S.: Cellulosafabrikerna och fisket. NSFT 1933, nr 21.
- Cellulosafabrikerna och fisket. Experimentella undersökningar. Medd. fr. SUFS 1935, nr 5.
- Vattenföroreningar från sulfatcellulosafabriker. SPT 1939, nr 9.
- Sulfitluten och vattendragen. SFT 1939, nr 12.
- Die Abwasserfrage Schwedens. IX. Internat. Limnol. kongr. Sverige 1939.
- YLLNER, C. A.: Om förorening av vattendrag från sulfitfabriker — en översikt. NHT 1938, hft 10.

Vattenförorening och fiske.

- ALM, G.: Biologiska undersökningar över vattenföroreningar i Nissan. Skrifter utg. av SSFF 1921, nr 3—4.
- Ovanligt fall av fiskdöd genom syrebrist. SFT 1922, hft 4.
- Virkesflottningen och fisket. Sv. Jordbrukets Bok. Sötvattensfiske och fiskodling. Stockholm 1922.
- Virkesflottnings inverkan på fisket. Medd. fr. K. Lantbr.styr. 1923, nr 3.
- Laxen och laxfiskets växlingar i Mörrumsån och andra Östersjöälvar. Medd. fr. K. Lantbr.styr. 1924, nr 252.
- Fiskdöd och fisksjukdomar. Från Skog och Sjö 1930.
- Plötsliga temperaturväxlingars inverkan på fiskar. Medd. fr. SUFS 1935, nr 6.

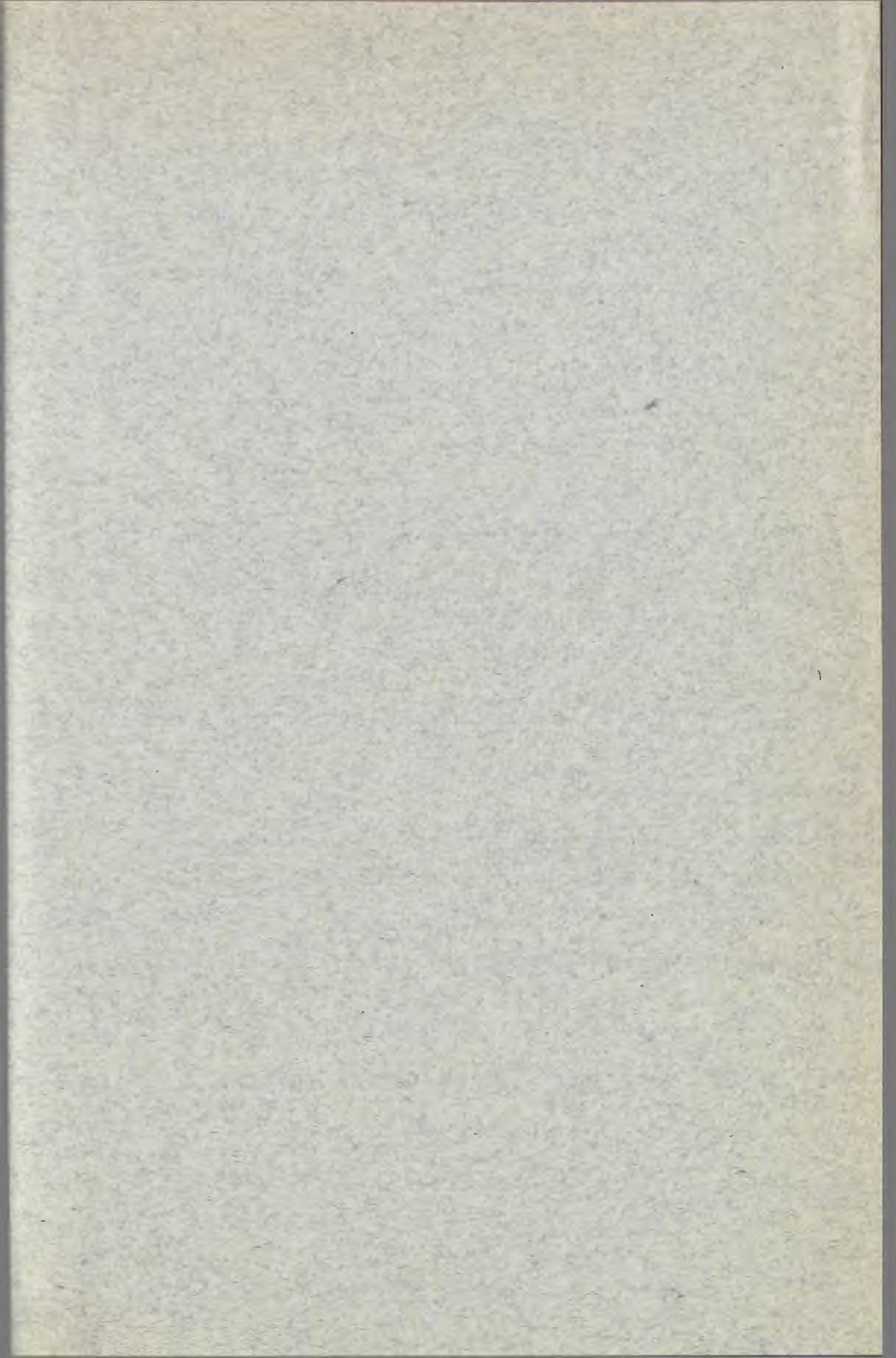
- ALM, G.: Industriens fiskeavgifter och deras användning. Medd. fr. SUFS 1936, nr 12.
- Fiske, fiskerätt och fiskevård i våra sötvatten. Stockholm 1937.
- ALSTERBERG, G.: Några synpunkter angående giftverkan av ammoniak och ammoniumföreningar gent emot sötvattensorganismer. Skrifter utg. av SSSF 1920, nr 4.
- BERGSTRÖM, H., och VALLIN, S.: Vattenförorening genom avloppsvattnet från sulfatcellulosafabriker. Medd. fr. SUFS 1937, nr 13.
- FREIDENFELT, T.: Flottnings inverkan på fisket. Karlstad 1928.
- HÖGBOM, A. G.: Om vitriolbildning i naturen såsom orsak till massdöd av fisk i våra insjöar. SFT 1921, hft 2.
- NAUMANN, E.: Vattenföroreningar. Svenska Jordbrukets Bok, Sötvattensfiske och fiskodling. Stockholm 1922.
- Regional limnologi och fiskeribiologi. IV. Föroreningsfrågor i regional belysning. NSFT 1930, nr 10.
- NORDQUIST, O.: Föroreningar och fiskdöd i skånska fiskevatten. SFT 1907, hft 6.
- OLOFSSON, O.: Exempel på fiskdöd genom kvävning. SFT 1922, hft 1.
- Ett nytt exempel på fiskdöd i samband med sjösänkning. NSFT 1930, nr 22.
- Den torra sommaren och fiskdöden. NSFT 1933, nr 23.
- ROSÉN, N.: Fiskdöd och fortplantning. NSFT 1930, nr 19.
- SCHMIDT, C.: Tekniska anordningar till fiskets skydd mot skador från industrien. Sv. Jordbrukets Bok. Sötvattensfiske och fiskodling. Stockholm 1922.
- Mål och medel för det svenska sötvattensfisket och dess förbättrande. K. Väg- o. vattenb.kårens 75-årsskrift 1926.
- SONDÉN, K.: Utredning rörande inträffad fiskdöd i Dalälven. SFT 1918, hft 5
- Vattenförorening och fiskhygien. SFT 1920, hft 2.
- SWENANDER, G.: Om våra fiskevattnens förorening genom vissa industriella anläggningar. SFT 1909, hft 2.
- VALLIN, S.: Fiskdöd i sjön Norrviken. NSFT 1928, nr 17.
- Fiskdöd orsakad av organiska föroreningar, särskilt i sjön Norrviken år 1928. NSFT 1929, nr 7.
- Vattenföroreningar och fisket. Stockholms Sportfiskeklubbs årsbok 1932.
- Cellulosafabrikerna och fisket. NSFT 1933, nr 21.
- Smakförsämring hos fisk. NSFT 1934, nr 16.
- Cellulosafabrikerna och fisket. Experimentella undersökningar. Medd. fr. SUFS 1935, nr 5.

Badvattenhygien.

- BONDO, E.: Friluftbadning i hygienisk Belysning. NHT 1934, hft 7—8.
- GÖTHLIN, G.: Om rening av badvatten. NHT 1924, hft 3—4.
- HUSS, H.: Undersökningar av vattnet i kallbadhusen inom Stockholm och i dess närmaste omgivning. NHT 1924, hft 11—12.
- Samhällets badvatten. SKTF handl. 1927, nr 8.
- Om fordringarna å badvatten. NHT 1929, hft 1—2.
- Badvattenhygien. Nord. Med. Tidskr. 1929, bd 1.
- Smittofaran i badvatten och skyddsmedel däremot. Sv. Livräddn.sällsk. årsbok 1930. Även Förhandl. vid 2. badkongr. i Stockholm 1930.
- JERNDORF-JESSEN, P.: Den hygiejniske Kontrol med Svömmebade. NHT 1929, hft 1—2.
- NORDGREN, G.: Klorproblemet vid inomhus simbad. NHT 1939, s. 297.
- NORDGREN, G., och FUNKQUIST, P.: Bidrag till frågan om de grunder, efter vilka vattnet i inomhusbad bör hygieniskt bedömas. NHT 1937, hft 11.
- RYBÄCK, M.: Vattenreningen vid Lisebergs friluftsbad. NHT 1938, hft 2.
- WEGENER, C. R.: Svömmehaller. NHT 1935, hft 5—6.

Vattenhygien i allmänhet.

- HUSS, H.: Hygienisk kontroll av vattenledningsverk. SKTF handl. 1919, nr 5.
Även SSFT 1919, hft 6.
- Några vattenhygieniska spörsmål. SKTF handl. 1934, nr 10.
- LINDGREN, Å.: Paratyfusedepidemin i Grangärde. NHT 1936, hft 3—4.
- NAUMANN, E.: Lietzensee vid Berlin. En bild från den tillämpade hydrobiologien i stordrift. Skrifter utg. av SSFF 1915, nr 13.
- NORDGREN, G., och GROTH, B.: Hygienisk bedömning av vatten. Landskomm. tidskr. 1939, nr 11.
- PHILIPSON, J.: Om resultatet av Göta Älvvattnets klorering vid Göteborgs vattenverk. NHT 1930, hft 1—2.
- SONDÉN, K.: Utlåtande rörande befarade sanitära olägenheter vid Siljans reglering. Stockholm 1915.
- Vattenhygieniska förhållanden i Visby. NHT 1921, hft 6.
- Hygienens debet och kredit. SKTF handl. 1923, nr 9.
- Några hygieniska och hygienens närstående synpunkter vid reglering av sjöar och vattendrag. NHT 1933, hft 1—5.
- WIRGIN, G.: Hälsovård II. Hygien utaför bostaden. Medicinskt folkbibl. Stockholm 1931.



Statens offentliga utredningar 1941

Systematisk förteckning

(Siffrorna inom klammer beteckna utredningarnas nummer i den kronologiska förteckningen.)

Allmän lagstiftning. Rättsskipning. Fångvård.

Åtgärder för bekämpande av homosexualitetens samhällsfarliga yttringar. [3]
Förslag till rättegångsbalk. [7]
Lagberedningens förslag till lag om aktiebolag m. m.
1. Lagtext. [8] 2. Motiv. [9]

Statsförfattning. Allmän statsförvaltning.

1938 års pensionsakkunniga. Betänkande med förslag till allmänna tjänste- och familjepensionsreglementen. [10]

Kommunalförvaltning.

Statens och kommunernas finansväsen.

Betänkande med allmänna riktlinjer för åstadkommande av tidigare inbetalning av utskylder. Del 1. [5]
Del 2. [6]

Politi.

Betänkande med förslag om inrättande av en statlig brandskola m. m. [11]

Nationalekonomi och socialpolitik.

Utredning ang. byggnadskostnaderna. [4]

Hälsa- och sjukvård.

Betänkande rörande bekämpande av vägghyra. [15]

Allmänt näringsväsen.

Fast egendom. Jordbruk med binärningar.

Vattenväsen. Skogsbruk. Bergsbruk.

Betänkande ang. vattenförening. 2. Tekniska och biologiska utredningar. [16]

Industri.

Betänkande med utredning och förslag till åtgärder för främjande av hantverk och småindustri. [14]

Handel och sjöfart.

Kommunikationsväsen.

Betänkande med förslag till förstärkning av den allmänna väghållningen på landet m. m. [12]

Bank-, kredit- och penningväsen.

Försäkringsväsen.

Kyrkoväsen. Undervisningsväsen. Andlig odling i övrigt.

Betänkande med förslag rörande restaureringen av Uppsala domkyrka. [2]
Förslag till revision av den svenska evangelieboken. [13]

Försvarsväsen.

Sociala försvarsberedskapskommittén. Betänkande. Del 3. Förslag till krigspensionsförordning m. m. [1]

Utrikes ärenden. Internationell rätt.