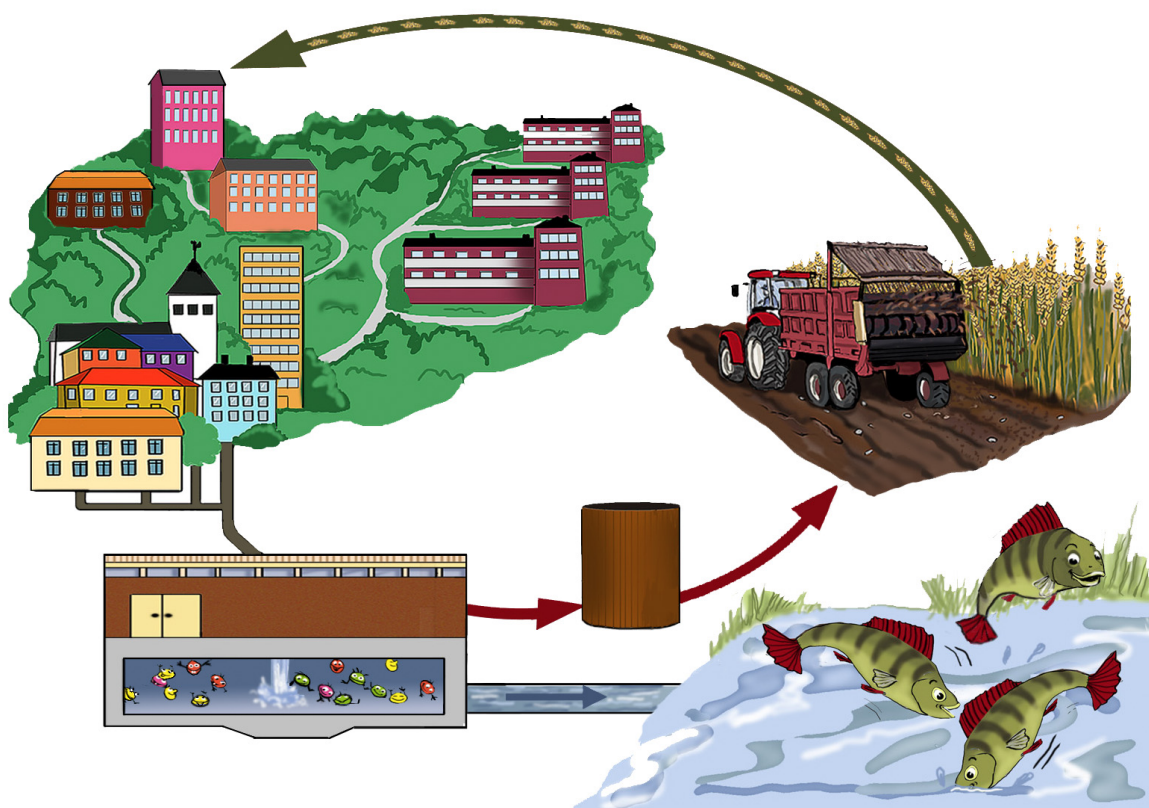


Introduktion till Avloppsteknik



Introduktion till Avloppstekniken



Svenskt Vatten

Svenskt Vatten påtar sig inget ansvar för eventuella felaktigheter, tryckfel eller felaktig användning av denna publikation

Copyright: Svenskt Vatten AB

Framsidesbild: Ann-Marie Halldin

Illustrationer: Ann-Marie Halldin

Grafisk form: Ordförrådet AB

Tryck: JustNu Södermalm. 1 000 ex

Utgåva: 2, november 2015

ISSN nr: 1654-5117

Förord

Denna bok är en kort introduktion till avloppstekniken.

De första böckerna i avloppsteknik togs fram i slutet av 1970-talet av dåvarande Svenska Kommunförbundet tillsammans med dåvarande Svenska Vatten och Avloppsverksföreningen (VAV). Dessa böcker reviderades sedan i flera omgångar.

Stora förändringar i teknik och regelverk gjorde att Svenskt Vatten i mitten av 2000-talet lät ta fram en helt ny serie om tre böcker i avloppsteknik:

Avloppsteknik 1 – Allmänt

Avloppsteknik 2 – Vattenreningsprocessen

Avloppsteknik 3 – Slamhantering

Ett stort antal skribenter har medverkat i dessa tre böcker. För besked om författare till respektive avsnitt i denna bok refererar vi till dessa böcker. Böckerna används i Svenskt Vattens diplomkurser i avloppsteknik samt vid flera högskoleutbildningar.

Introduktion till avloppstekniken är en sammanfattning av innehållet i de tre större böckerna. Boken har redigerats av Bo Rutberg med stöd av Jörgen Westerlund, Eskilstuna kommun, Lovisa Björnsdotter, Lerums kommun och Maria Bennet, SWECO. Boken har tagits fram av Svenskt Vatten under ledning av Ulrika Engvall.

Stockholm i November 2015

Svenskt Vatten AB

Innehåll

1	En historisk återblick	9
2	Avloppsvattnets sammansättning och mängd	13
	Föroreningskällor.....	14
	Föroreningar	14
	Föroreningsparametrar	17
	Avloppsvattenmängder	19
	Avloppsvattenflödet vid reningsverket.....	21
	Föroreningsmängder	22
	Föroreningsbelastning vid reningsverket.....	23
3	Avloppsvattnets inverkan på recipienten	25
	Inledning	25
	Ämnesomsättning i recipienter.....	25
	Recipienttyper	26
	Föroreningspåverkan	27
4	Samhällets krav på avloppsvattenhanteringen	31
	Krav och mål	31
	Uppströmsarbete – att få kontroll på sin råvara och ett förebyggande miljöarbete	33
	Lagstiftning som berör kommunal VA-verksamhet	35
	Regeltillämpningar vid avloppsvattenrening	38
5	Transport av avloppsvatten	39
	Avloppssystem.....	39
	Val av ledningssystem	39
	Ledningsnätets kapacitet.....	40
	Ledningsnätets utformning	40
	Rörmaterial.....	42
	Pumpstationer	43
	Underhåll av ledningsnät.....	44
6	Översikt reningsmetoder	45
	Mekanisk rening	45
	Biologisk rening.....	46
	Kemisk rening	48
	Efterbehandling.....	48
	Desinfektion av avloppsvatten	48
	Avskiljning av miljöfarliga ämnen.....	49
	Slambehandling	49

7 Grovrening	51
Inledning	51
Reningsprincip	51
Galler och silar	51
Sandfång	54
Drift	54
8 Sedimentering	57
Reningsprincip	57
Teori	57
Slamuttag	58
Sedimentering av aktivt slam	58
9 Kemisk fällning	63
Princip	63
Historik	63
Något om kemiska beteckningar	63
Reningsförfarande	63
Avskiljning av fosfor	65
Utformning av olika fällningsförfarande	65
Inblandning av fällningskemikalien	68
Flockning	69
Avskiljning av kemflock	69
Kontaktfiltrering	70
Fällningsdammar	70
Drift av kemisk fällning	71
Fällningskemikalier	71
10 Biologisk rening – allmän bakgrund	75
Mikroorganismer	75
Bakteriernas näringsbehov	76
Metabolism	76
Bakterietillväxt	77
11 Aktivslamanläggningar	79
Reningsprincip	79
Utformning	80
Luftning	81
Sedimentering	83
Reiningseffekt	83
Drift	83

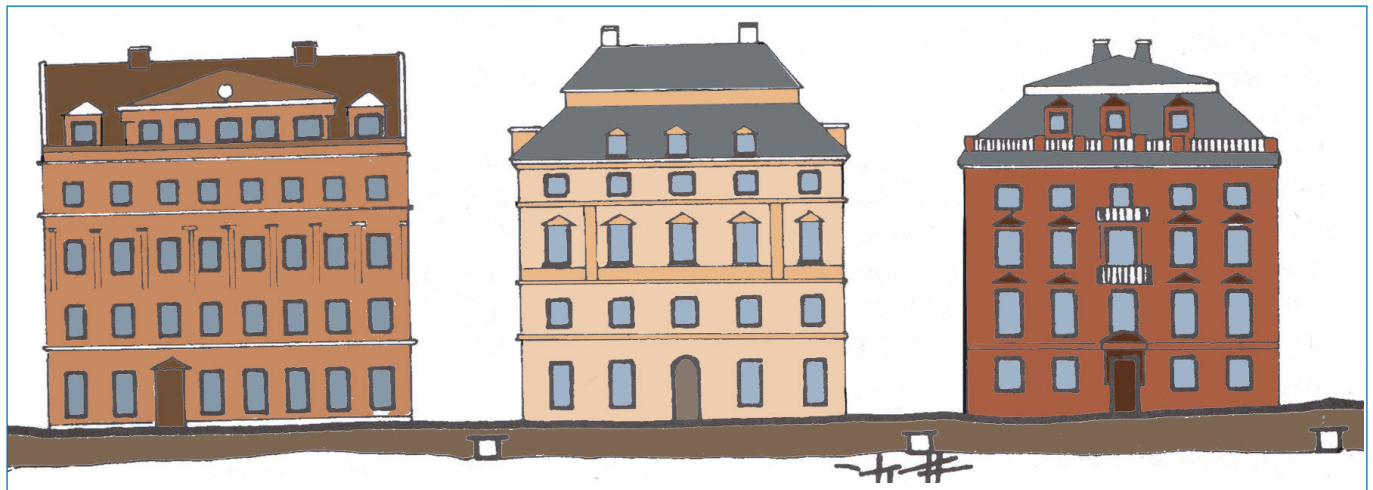
12 Biofilmsystem	87
Användningsområden.....	87
Reningsprincip.....	87
Utformning av högbelastade biobäddar.....	87
Utformning av andra biofilmsystem.....	89
Reningseffekt.....	90
Drift	90
13 Kväveavskiljning	93
Behov av kväveavskiljning.....	93
Historik	94
Reningsprincip för biologisk kväveavskiljning med nitrifikation och denitrifikation.....	94
Processutformningar för nitrifikation och denitrifikation.....	98
Andra metoder för kväveavskiljning	101
14 Biologisk fosforreduktion	103
Reningsprincip.....	103
Teori.....	103
Utformning.....	104
Drift.....	105
15 Efterbehandling	107
Inledning	107
Filtrering.....	107
Mikrosilning.....	112
Dammar.....	113
16 Slam	115
Slamtyper	115
Slamtyper efter behandling.....	115
Slammängder	116
Slammets egenskaper.....	117
Förtjockning.....	121
Stabilisering	123
Avvattning	129
Kompostering	133
Övriga slambehandlingsmetoder	138
17 Användning av slam	139
Slammets nyttovärde	139
Slammets användning	139
Litteraturhänvisning.....	143

1 En historisk återblick

Den enskilda bostadens liksom samhällets hygien och miljö har historiskt sett varit ett problem. Förhållandena kan sägas ha pendlat mellan mindre bra och rent bedrövliga.

De vatten- och avloppsanläggningar som byggdes av greker och romare före vår tideräkning början är väl kända. Klassisk är Roms Cloaca Maxima (största kloaken), som utfördes på 500-talet f Kr för att dränera torget Forum Romanum och avleda avloppsvatten från bebyggelsen till floden Tibern. Perioder med högt utvecklad organisation och teknik för samhällets vattenfrågor har under århundraden varvats med nedgång och förfall. I stort sett hela medeltiden fram till 1500-talet anses som en tid med dålig hygien och urusla sanitära förhållanden i städerna. Först in på 1800-talet började man bygga avloppssystem i modern bemärkelse, främst i Europas större städer.

Följande beskrivning handlar om hur det var ordnat i Gamla Stan i Stockholm, men torde även spegla utvecklingen på andra håll i landet med tätare bebyggelse.



Figur 1 Skärning genom Skeppsbron med avloppstrummor

De första avloppstrummorna i Gamla stan anlades från nedre delen av vissa gränder fram under Skeppsbrokajen. Trummor som påträffats från 1600-talet har fyrkantig genomskärning och är helt av trä.

Inne i stan fanns under lång tid i gränderna endast öppna rännstenar, som ledde fram till trummorna. Däremot fanns i många hus avloppsrör mellan våningarna, antingen utanpå väggarna eller inne i murarna och mynnande i ett hål ut mot gränden. År 1641 förbjöds dessa ledningar, men förbudet slog inte igenom. Enligt en inventering fem år senare fanns fortfarande 430 stycken i drift.

Varje husägare måste, enligt bestämmelser från mitten av 1500-talet, själv göra rent utanför sitt hus. Eftersom gränderna sluttade mot vattnet var det viktigt i vilken ordning man rengjorde gatan. Myndigheterna bestämde vid vilket klockslag den som bodde högst upp i gränden skulle hålla vatten i rännstenen. Sedan skulle de andra i tur och ordning fortsätta att ösa vatten och borsta. På så sätt fick den sista ta emot en hel del vatten och säkert också mycket smuts. Förmodligen var man tacksam när ett regn kom och sköljde bort avlagringarna.

Enligt bestämmelserna skulle det även finnas latringropar på de enskilda tomterna. När en grop blev fylld kunde man antingen skyffla över den och gräva en ny intill eller låta transportera bort innehållet.



Figur 2 Latrinbärare i Stockholm (teckning från 1828)

På 1890-talet hade man kommit så långt att alla bebyggda gator hade avloppslösningar. Under de första årtiondena på 1900-talet försämrades gradvis vattenområdena runt Stockholm. Utsläppen av organiskt material ökade alltmer, vilket ledde till att bottenvattnet i skärgården blev syrefattigt eller helt utan syre med utveckling av svavelväte som följd. Från mitten av 1950-talet tillkom problemet med tilltagande alggrumling av vattnet orsakad av växtnäringssämnen.

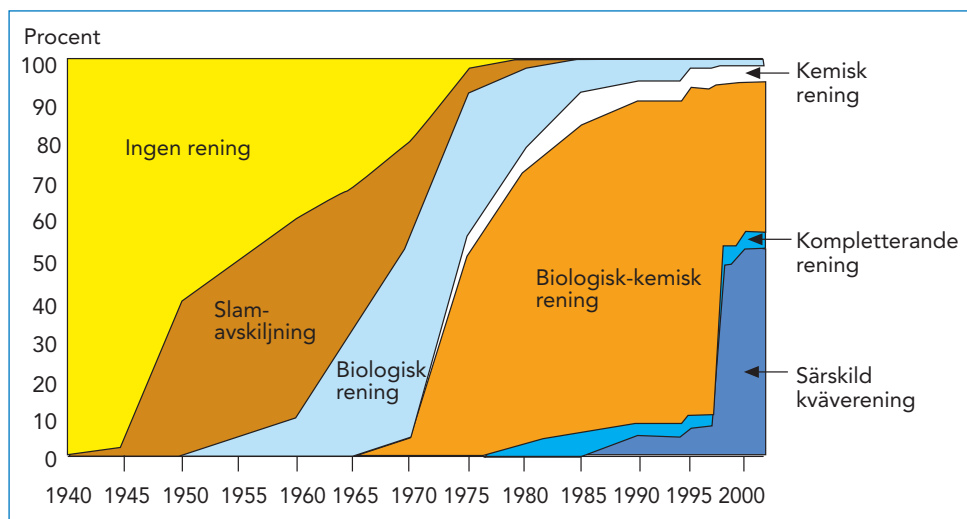
De första åtgärderna mot vattenförsämringen tillkom i början av 1930-talet då Åkeshovsverket (med slamavskiljning) stod klart. Allt sedan dess har i Stockholm satsats kraftigt på effektiva insatser inom vattenvården. Under 1960-talet infördes biologisk rening och under 1970-talet kemisk. Samtliga reningsverk fick därmed kemisk-biologisk behandling av avloppsvattnet.

År 1965 hade en tredjedel av landets tätortsbefolkning biologisk rening, en tredjedel enbart slamavskiljning och resten ingen rening. Två anläggningar för mindre samhällen (Åker och Klågerup) hade vid samma tidpunkt kemisk fällning.

I början på 80-talet hade 75 % av tätortsbefolkningen biologisk-kemisk rening. Tio år senare var motsvarande siffra 90 %. År 2000 hade dessutom cirka 50 % av tätortsbefolkningen kväveavskiljning. Utvecklingen framgår av diagrammet i Figur 3.

Under 1970- och 1980-talen skedde en stark koncentration av avloppsvattenrening till kommunernas centralorter. De mindre orternas reningsverk gjordes om till pumpstationer för överföring av avloppsvattnet till det centrala reningsverket. Anledningen till detta var ökade krav på reningsgrad, och gynnsamma statsbidragsregler som i bidragsunderlaget inkluderade erforderliga anordningar för överföring av avloppsvattnet. Ytterligare en faktor var i vissa fall önskemål om att helt frilägga vattenområden från föroreningspåverkan, t.ex. för skydd av vattentäkt. Som exempel på denna utveckling visas i Figur 4 omfattningen av ledningsnätet i Linköpings kommun.

Genom utbyggnad av bättre avloppsvattenrening har utsläppen av organiskt material (BOD_7) från Sveriges alla tätorter minskat med ungefär 80 % mellan 1960 och 2000. För fosfor har utsläppen minskat med över 90 % jämfört med utsläppta fosformängder på slutet av 60-talet. Kväveutsläppen har minskat med drygt 25 % från 1980 till 2000. Avloppets energiinnehåll utnyttjas ofta genom att slammet rötas och den erhållna biogasen används till uppvärmning av VA-verkets egna lokaler och för fjärrvärmeproduktion.



Figur 3
Avloppsvattenrening
i tätorterna



Figur 4
Avloppsledningar (överförings-
ledningar) inom Linköpings
kommun

tion. Kemikalieanvändningen i avloppsreningen minskar genom ökad användning av biologiska metoder.

Spillvatten avleds i möjligaste mån i separata ledningar till reningsverken medan dagvatten (regn- och smältvatten) omhändertas lokalt eller avleds i en egen ledning till lämplig utsläppspunkt. Det finns också kombinerade ledningsnät där spillvatten tillsammans med dagvatten leds till reningsverken. I de kombinerade systemen har magasin byggts för att utjämna flödestopparna till reningsverken. Alla nya ledningssystem byggs för att enbart avleda spillvatten till reningsverken.

I Sverige finns ganska nya och väl fungerande ledningssystem, hälften av VA-ledningarna är byggda efter 1965. Det finns dock ledningar som är i behov av åtgärder eftersom ledningarna kan ha gått sönder och det kan förekomma inläckande vatten. Förnyelse av ledningar sker genom att de gamla ledningarna ersätts av nya ledningar eller att de åtgärdas utan att de grävs upp s.k. schaktfritt ledningsbyggande.

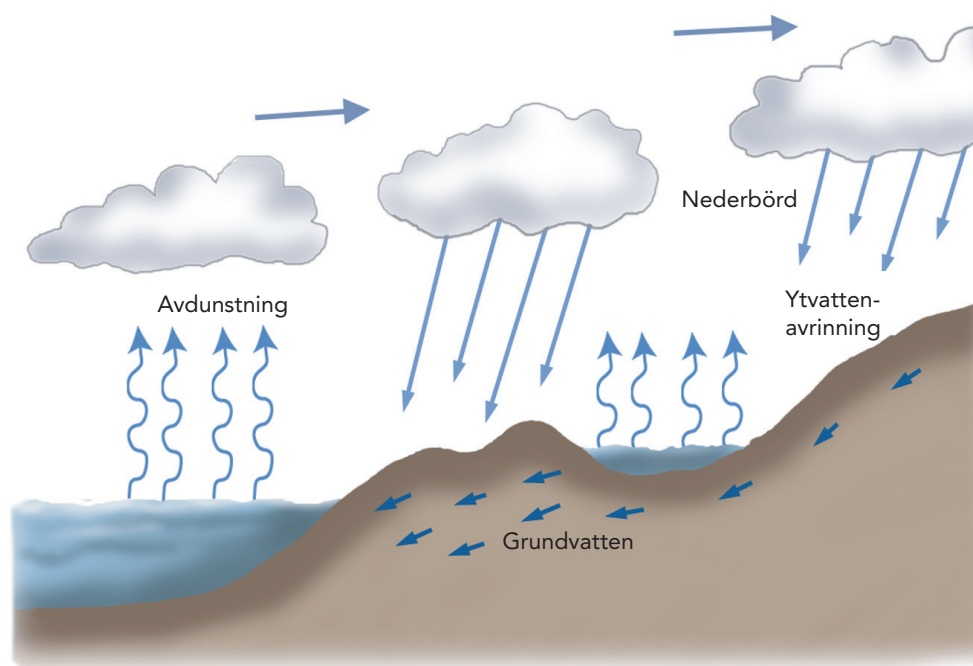
Miljöarbetet i VA-sektorn utvecklas ständigt och medborgarnas miljömedvetenhet har ökat markant under de senaste årtiondena. Både vattnet och näringsämnena i avloppsvattnet ses som viktiga resurser. Vattnets kretslopp innebär att vatten tas i en vattentäkt, behandlas i ett vattenverk och leds till konsumenterna. Avloppsvattnet leds från konsumenterna till ett avloppsreningsverk och därefter till en recipient. Därmed har ett naturligt hydrologiskt kretslopp uppnåtts. Ökad recirkulation av vatten inom industrierna, införande av snålspolande toaletter och vattenbesparande disk- och tvättmaskiner gör att vattenförbrukningen per person successivt minskar.

Det pågår ett hårt arbete inom VA-sektorn för att försöka uppnå ett kretslopp även för avloppets näringsämnen, framförallt för fosfor som är en ändlig resurs. Avloppsslam innehåller oönskade ämnen och under 90-talet slutade jordbruksnäringen i stort sett att använda avloppsslam på grund av oron för att den producerade maten inte skulle köpas av konsumenterna. Problemet är slammets innehåll av oönskade ämnen och eventuella långsiktiga risker. Därför används avloppsslam exempelvis till återställning av deponi- och gruvområden, markbyggnad, jordförbättring på grönytor, jordtillverkning och liknande, vilket leder till ett brutet kretslopp avseende näringsämnena.

Utveckling av metoder för att på ett uthålligt och resursmässigt tillfredsställande sätt utnyttja och omhänderta avloppsslam kommer att vara en stor utmaning under 2000-talet. Fortsatta inventeringar, informationsinsatser och åtgärder av såväl industriella utsläpp som hushållens utsläpp av oönskade ämnen till det kommunala ledningsnätet krävs för att förbättra slamkvaliteten. En betydande del av de oönskade ämnena i avloppsvattnet kommer från hushållen.

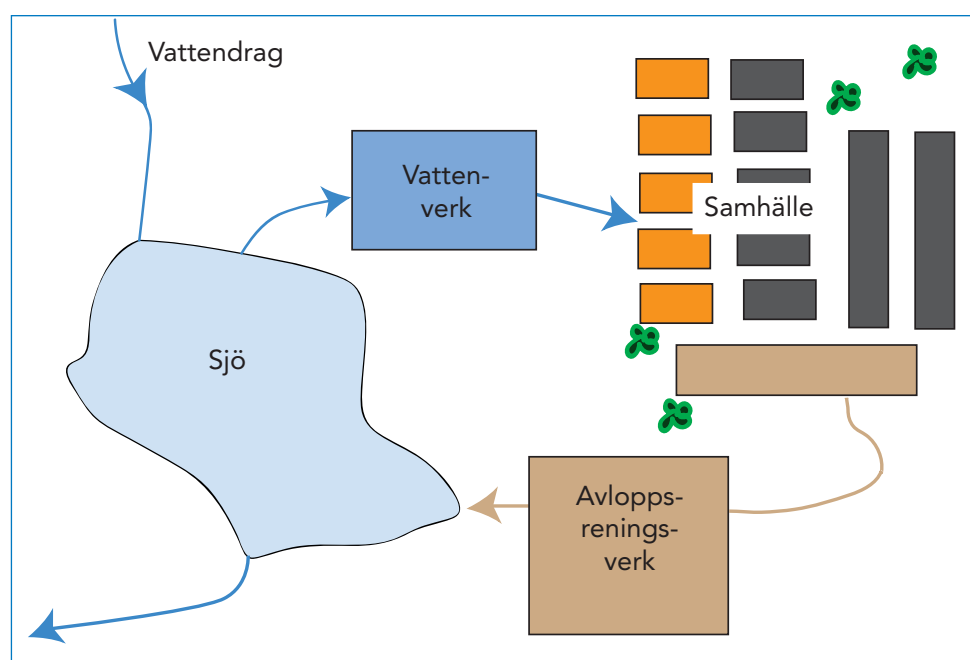
Under 2000-talet har EU:s ramdirektiv för vatten implementerats. Det bygger på återkommande 6-årscykler där vattensituationen i EU:s medlemsländer stegvis ska uppnå kvalitetsmål satta av kommissionen. Sannolikt kommer detta att leda till ökade krav på avloppsvattenreningen liksom på skyddet av vattentäkter. Mera information om vattendirektivet finns att hämta hos Havs- och Vattenmyndigheten.

2 Avloppsvattnets sammansättning och mängd



Figur 5

Vattnets naturliga kretslopp



Figur 6

Människans påverkan på vattnets kretslopp

I figur 5 ser vi hur vattnet i naturen hela tiden rör sig i ett kretslopp. Kretsloppet drivs av solens värmeinstrålning som i första steget leder till att vattenånga bildas som kondenseras till moln. Regn faller och vattnet når marken där det på marken yta rinner neråt. Dessutom sipprar det ned i marken och bildar efterhand grundvatten. I marken rör sig vattnet dessutom i markens lutningsriktning och kretsloppet sluts efterhand då vattnet når ett vattendrag där solen återigen kan omvandla vattnet till vattenånga. Vatten tas dessutom upp av de gröna växterna som använder vattnet i sin fotosyntes. Mycket av vattnet avgår från bladen och bidrar till avdunstning från i övrigt torra markytor.

Figur 6 visar på det kretslopp vi människor tvingar vattnet att genomlöpa. Från vattentäkten tas vatten för att omvandlas till dricksvatten, transporteras i rör till brukare runt om i samhället för att via rörledningar transporteras till avloppsreningsverk, renas och återförs till recipienten. Recipienten är i många fall densamma som vattentäkten.

Föroreningskällor

Dricksvatten används i hushållen, i storkök, på sjukhus, i skolor, i kontors- och affärslokaler samt inom industrier av olika slag. Användningen av vatten innefattar aktiviteter som tvättning, matlagning, diskning, bad och duschning, klosettspolning, framställning av industriprodukter m.fl. Av den totala vattenförbrukningen i en kommun svarar industrin för i genomsnitt cirka 10 %.

Det använda vattnet (hushållspillvatten och industrispillvatten) avleds via ledningsnät till avloppsreningsverk, innan vattnet släpps ut i recipienten, d.v.s. ett vattendrag, en sjö eller ett hav.

I de områden som är försedda med s.k. kombinerade ledningar avleds allt vatten d.v.s. *spillvatten*, *dränvatten* från husgrunder, *inläckande vatten* samt *dagvatten* (ytavrinnande regnvatten) i en och samma ledning. I områden med duplikat system finns skilda ledningar för spillvatten och dagvatten. I spillvattenledningar skall i princip endast spillvatten avledas, men inläckaget kan vara avsevärt. Ibland är även dränvatten och dagvatten anslutet till spillvattenledningarna.

Det avloppsvatten som avleds i ett samhälles ledningsnät kallas kommunalt avloppsvatten. Beroende på samhällets karaktär, befintliga industrier, ledningsnätets kondition och täthet samt eventuell dagvattenanslutning, kommer således det kommunala avloppsvattnets mängd och sammansättning att variera från samhälle till samhälle. Även inom ett och samma samhälle sker en variation från årstid till årstid, från dygn till dygn och från timme till timme.

Många av de större industrierna i Sverige, såsom cellulosaindustrier, har egna reningsverk och är inte inkopplade till kommunala avloppssystem.

Hushållspillvattnet består av BDT-vatten (bad-, disk- och tvättvatten) kl-vatten (klosettwater)

Recipient = vattenområde som tar emot avloppsvatten

Föroreningar

De ämnen som tillförs vattnet i samband med dess användning kan delas in på flera sätt. Vi väljer att göra indelningen på det sätt som listas i tabell 1.

Tabell 1 Indelning av föroreningar

Fysikaliskt	Kemiskt	Biologiskt
Lösta ämnen	Organiska ämnen	Mikroorganismer
Suspenderade fasta ämnen	Oorganiska ämnen	
Icke avsättbara (kolloidala) ämnen		
Avsättbara ämnen		

Suspenderade fasta ämnen = uppslamning av fasta partiklar i en vätska

Kolloidala ämnen består av partiklar som är så små att de håller sig svävande i vätskan

Fysikalisk indelning

Avloppsvatten innehåller material med alla partikelstorlekar från flera centimeter ned till helt lösta ämnen.

Ur fysikalisk synpunkt indelas föroreningarna i avloppsvatten i *lösta* och *suspenderade* fasta ämnen.

Med avsättbara ämnen menar man fasta ämnen som kan avskiljas från vattnet genom sedimentering. Fraktionen mellan de lösta ämnena och de avsättbara ämnena kallas ibland "icke avsättbart suspenderat material", ibland "kolloidalt material".

Kemisk indelning

Ur kemisk synpunkt kan föroreningarna i avloppsvatten indelas i *organiska* och *oorganiska* ämnen. Växtnäringsämnena fosfor och kväve kan föreligga både i organisk och oorganisk form.

Det organiska materialet i kommunalt avloppsvatten fördelar sig med cirka 1/3 vardera på lösta ämnen, kolloidala partiklar och avsättbara fasta ämnen. Det oorganiska materialet utgörs däremot till cirka 90 % av lösta ämnen (salter).

Organiska ämnen

Organiska ämnen karaktäriseras av byggstenarna kol (C) och väte (H). Dessutom kan även andra grundämnen ingå, såsom syre (O), kväve (N), fosfor (P), svavel (S), järn (Fe), mangan (Mn) m.fl.

Det förekommer sannolikt flera tusen olika organiska lösningar i kommunalt avloppsvatten, flertalet i mycket låga halter.

Högre industrianslutning kan ge högre halt av specifika organiska ämnen, och halterna är då högre under vardagar än under veckoslut och helger.

Normalt utförs inte detaljerade analyser av enskilda ämnen, utan man nöjer sig med enklare summaanalyzer för att beskriva avloppsvattnets innehåll av organiskt material.

Oorganiska ämnen

De oorganiska beståndsdelarna i avloppsvatten utgörs nästan helt av lösta salter och bestäms till stor del av jonsammansättningen och den totala salthalten i vattenledningsvattnet. Exempel på jonsammansättningen i avloppsvatten finns i Tabell 2.

Avloppsvattnet innehåller dessutom en mängd andra ämnen, men i betydligt lägre koncentrationer. En del joner, t.ex. tungmetaller, måste dock tillmätas stor betydelse även i låga koncentrationer.

Vanligtvis analyseras inte de oorganiska ämnena i detalj.

Fosfor förekommer i avloppsvattnet i följande former:

- Organiskt bunden fosfor
- Oorganisk fosfor, polyfosfat, ortofosfat PO_4^{3-}

Vid en undersökning av avloppsvattnet i Malmö visade sig 40 % av fosfor vara bunden i fasta ämnen. Av den lösta fosfor var 15 % organiskt bunden, 25 % polyfosfat och 60 % ortofosfat.

Tabell 2 Oorganiska ämnen i kommunala avloppsvatten där dricksvattnet är saltfattigt

	Positiv jon	mg/l
Natrium	Na^+	35
Kalium	K^+	12
Kalcium	Ca^{2+}	22
Magnesium	Mg^{2+}	5
Ammoniumkväve	NH_4^+	22
Klorid	Cl^-	38
Sulfat	SO_4^{2-}	55*
Fosfat	PO_4^{3-}	6
Vätekarbonat	HCO_3^-	200

Oorganiska ämnen Alla grundämnen och deras föreningar utom de flesta kolföreningar. Kolföreningar som räknas till de oorganiska ämnena är:

koloxid, CO
koldioxid, CO_2
kolsyra, H_2CO_3
bikarbonatjon, HCO_3^-
(vätekarbonatjon)
karbonatjon, CO_3^{2-}

Salter = föreningar bestående av positiva och negativa joner vars laddningar uppväger varandra

Tungmetaller är bl. a.

Bly (Pb)
Kadmium (Cd)
Kobolt (Co)
Koppar (Cu)
Krom (Cr)
Kvicksilver (Hg)
Mangan (Mn)
Nickel (Ni)
Zink (Zn)

* Dricksvattnet renas med aluminiumsulfat.

Kväve kan uppträda i följande former:

- Organiskt bundet kväve
- Oorganiskt kväve, ammonium NH_4^+ , nitrit NO_2^- , nitrat NO_3^-

Bland alla de föroreningar som tillförs reningsverken intar metallerna en särställning. Metallerna är grundämnen, d.v.s. de kan inte brytas ned till enklare, ofarliga föroreningar. Ett flertal metaller är giftiga och genom sin egenskap att ansamlas i levande organismer utgör de en riskfaktor även vid mycket låga halter. Metallerna är också de vanligast förekommande riskkemikalierna i kommunalt avloppsvatten.

Reningsverken tillförs metaller från många källor. Det inkommande avloppsvattnets halt och sammansättning varierar i hög grad med andelen bostäder, industrier, verkstäder, kontor, affärer etc. inom upptagningsområdet, samt med inslaget av dagvatten från gator och vägar. I Tabell 3 jämförs koncentrationerna metaller i hushållspillvatten (proverna togs i två bostadsområden) och i det samlade inkommande avloppsvattnet till det centrala reningsverket i Göteborg.

Tabell 3 Metallhalter i hushållspillvatten och i inkommande avloppsvatten till centrala reningsverket i Göteborg.

	Zink	Koppar	Nickel	Krom	Bly	Kadmium
(µg/l)	Zn	Cu	Ni	Cr	Pb	Cd
Hushåll	130	38	<10	5	<5	0,3
Reningsverket	130	65	18	10	10	0,5

Av tabellen framgår att tungmetallhalterna kan hållas låga också i städer med mycket industri och att de inte skiljer sig mycket från normalt hushållspillvatten. När koncentrationerna i Tabell 4 jämförs bör man ha i minnet att hushållspillvatten är väsentligt mindre utspädd med inläckande vatten än det vatten som kommer till reningsverket.

Biologisk indelning

Mikroorganismer

När man i samband med avloppsvattenrening talar om förekomst av mikroorganismer avses i första hand de sjukdomsframkallande, patogena, mikroorganismerna.

Det är frågan om 100-tals olika arter av mikroorganismer. Alla dessa kan inte bestämmas. För att följa förekomst av mikroorganismer genom reningsprocessen bestäms några utvalda, typiska bakteriegrupper, s.k. indikatororganismer.

Undersökningar har till stor del riktats mot de mikroorganismgrupper som kan innebära en hälsorisk, i första hand de s.k. hygienindikatorerna. Dessa grupper visar på inslag av klosettavloppsvatten.

De mikroorganismer som tillförs reningsverken kommer i allt väsentligt från klosett-vatten – alltså från mänsklig avföring. Betydande bakteriemängder kommer också från bad-, disk- och tvättavloppsvatten samt dagvatten. Huvuddelen av dessa bakterier får ses som "naturliga mikroorganismer" som sedan i verken deltar i nedbrytningen av organiskt material. Olika industrier anslutna till verken kan bidra med speciella avloppsvatten, exempelvis från slakterier och mejerier.

Det totala antalet bakterier som tillförs verken med inkommande avloppsvatten ligger i storleksordningen 10^{10} bakterier/ml, d.v.s. 10 miljarder bakterier per milliliter. Förekomst av patogena mikroorganismer i avloppsvatten är helt beroende av antalet sjuka eller smittbärande personer i den anslutna befolkningen.

patogen = sjukdomsframkallande

Indikatororganism = lättidentifierad organism som indikerar förekomst av t.ex. sjukdomsalstrande organismer

Föroreningsparametrar

Vi går här vidare med att beskriva ovanstående indelning med hjälp av ett antal mätenheter (parametrar).

Föroreningsparameter = storhet som beskriver avloppsvattnets sammansättning ur viss synpunkt

Fysikaliska föroreningsparametrar

Ur fysikalisk synpunkt karakteriseras avloppsvattnets sammansättning med följande parametrar.

Torrsubstans (TS) är ett mått på den totala föroreningsmängden i avloppsvattnet (summan av fasta och lösta ämnen). TS bestäms genom indunstning av en viss vätskevolym samt torkning och vägning av återstoden.

Suspenderad substans (SS) är ett mått på mängden fasta partiklar i avloppsvattnet. SS bestäms genom filtrering av en viss vätskevolym samt torkning och vägning av filterkakan. SS kan uppdelas i en avsättbar (sedimenterbar) andel och en kolloidal (icke avsättbar) andel.

Kemiska föroreningsparametrar

Ur kemisk synpunkt karakteriseras avloppsvattnets föroreningsinnehåll med följande parametrar.

Allmänna parametrar

Glödrest (GR) utgör ett mått på avloppsvattnets innehåll av oorganiska ämnen. GR bestäms genom torkning, glödning och vägning av återstoden. GR kan avse antingen det totala oorganiska innehållet i avloppsvattnet, och görs då på TS-återstoden. Eller så avser GR endast den oorganiska andelen i de fasta partiklarna, och utförs då på filterkakan från bestämningen av SS.

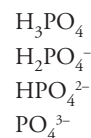
Specifik ledningsförmåga är ett mått på avloppsvattnets innehåll av lösta salter och anger vattnets förmåga att leda elektrisk ström. Ledningsförmågan är proportionell mot halten lösta salter.

Fosfor

Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) är den del av avloppsvattnets fosfatinnehåll som föreligger som ortofosfat i löst form.

Totalfosfor (P-tot) anger vattnets totala innehåll av fosfor.

Ortofosfat = oorganiska fosforföreningar



Kväve

Kjeldahl-kväve är ett mått på avloppsvattnets innehåll av organiskt bundet kväve och ammoniumkväve. Vid analysen omvandlas organiskt bundet kväve till ammoniumkväve och bestäms tillsammans med övrigt ammoniumkväve enligt en metod utarbetad av Kjeldahl.

Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) är den del av avloppsvattnets kväveinnehåll som föreligger som ammonium (NH_4^+) i löst form.

Nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) är den del av avloppsvattnets kväveinnehåll som föreligger som nitrat (NO_3^-) i löst form.

Nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$) är den del av avloppsvattnets kväveinnehåll som föreligger som nitrit (NO_2^-) i löst form.

Totalkväve (N-tot) utgör summan av Kjeldahl-kväve samt nitrit- och nitratkväve. Ammonium, nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-) kan var för sig bestämmas kolorimetriskt med enkla färgreaktioner.

N-tot = totalkväve

NH_4^+ = ammoniumjon

NO_2^- = nitritjon

NO_3^- = nitratjon

Organiskt material, dess föroreningsparametrar

Organiskt material i avloppsvatten kan bestämmas med endera av följande summameter, vilka bygger på oxidationsprocesser.

- Biokemisk syreförbrukning
- Kemisk syreförbrukning
- Glödförlust
- Organiskt kol

Beroende på vilken analysmetod som används erhålls en mer eller mindre fullständig oxidation av det organiska materialet.

Biokemisk syreförbrukning (BOD, Biochemical Oxygen Demand) är ett mått på vattnets innehåll av biologiskt nedbrytbara ämnen. Oxidation sker med hjälp av mikroorganismer under syreförbrukning. Principen för analysen är att avloppsvatten späds med syrerikt vatten varefter blandningen fylls på flaskor som försluts. Flaskorna förvaras i mörker vid 20° C i 5 dygn eller 7 dygn. Syreinnehållet mäts före och efter förvaringstiden och syreförbrukningen, multiplicerad med utspädningen, utgör den biokemiska syreförbrukningen. Beroende på förvaringstidens längd anges resultatet som BOD₅ eller BOD₇ med sorten g O₂/m³. I Sverige används 7 dygn. Internationellt sett används vanligen 5 dygn. För obehandlat avloppsvatten gäller att halten BOD₇ är cirka 1,15 · BOD₅-halten.

Den biologiska nedbrytningen av föroreningar i avloppsvattnet omfattar dels organiskt material till koldioxid och vatten (kolsteget) dels ammonium till nitrat (kvävesteget).

Kemisk syreförbrukning (COD, Chemical Oxygen Demand) anger den del av vattnets föroreningsinnehåll som kan oxideras med ett bestämt kemiskt oxidationsmedel. I princip skulle syre kunna användas, eftersom syre är ett oxidationsmedel. Av praktiska skäl används dock andra oxidationsmedel. Analysen sker i princip genom att ett avloppsvattenprov oxideras med en känd mängd av ett starkt oxidationsmedel under drastiska betingelser (hög temperatur, starkt sur lösning). Som oxidationsmedel används kaliumdikromat (K₂Cr₂O₇) eller kaliumpermanganat (KMnO₄). Efter oxidationen bestäms hur mycket av oxidationsmedlet som återstår. Förbrukningen av oxidationsmedel är ett mått på innehållet av organiskt material. Analysresultatet anges som COD_{Cr} eller COD_{Mn}.

Glödförlusten (GF) erhålls genom att man bestämmer torrsubstanshalten i ett prov och därefter glödgar provet så att den organiska substansen förbränns. Genom vägning före och efter glödningen kan halten brännbara ämnen beräknas. Bestämningen har alltför låg känslighet för att vara lämplig vid de förhållandevis låga koncentrationer som är aktuella i kommunalt avloppsvatten. Den används dock ofta vid analyser på avloppsslam.

Organiskt kol (TOC, Total Organic Carbon) är ett direkt mätetal på den totala halten organiskt material och kan bestämmas på olika sätt, men vanligast är att oxidera provet och mäta den bildade koldioxiden. Analysen används dock relativt lite eftersom den antingen kräver förhållandevis mycket arbete eller en dyr apparatur.

Mikrobiologiska föroreningsparametrar

För att kunna bedöma eventuella hälsorisker med mikroorganismer följs i första hand organismer som kommer från människans avföring (hygienindikatorer). Coliforma bakterier indikerar förorening av tarmbakterier. Kunskap behövs också om infektionsdosen, d.v.s. det antal organismer som behövs för att ge symtom hos

BOD (Biochemical Oxygen Demand) = biokemisk syreförbrukning

$$BOD_7 = 1,15 \cdot BOD_5$$

$$BOD_5 = BOD_7 \cdot 1,15^{-1}$$

COD (Chemical Oxygen Demand) = kemisk syreförbrukning mätt antingen som COD_{Mn} eller COD_{Cr}

COD_{Cr} = Kemisk syreförbrukning bestämd som g K₂Cr₂O₇/m³

GF = Glödförlust

en infekterad individ. Infektionsdosen för olika tarmpatogener kan variera mycket och ligger mellan 100 och 100 000 000 bakterier.

Tarmförekommande mikroorganismer

Totalantal coliforma bakterier förekommer i tarmfloran men kan även finnas i organiskt förorenade vatten.

Termotoleranta coliformer är en mer specifik indikator på fekal förorening.

Fekal = kommer från avföring

Presumptiva E. coli är exklusiva tarmorganismer.

Fekala streptokocker är tarmorganismer som överlever bättre än coliformer i mark och vatten och som är mindre känsliga för desinfektion.

Clostridier är sporbildande bakterier som förekommer i tarmen. Sporererna är mycket resistenta.

Colifager är en grupp virus som angriper bakterier och som här får indikera förekomst av humana tarmvirus.

Parasiter är en grupp mikroskopiska djur som kan förekomma i tarmen. Har i många fall mycket motståndskraftiga ägg eller cystor.

Övriga mikroorganismer

Det är också intressant att kunna följa de "naturliga mikroorganismerna" under reningsprocessen:

Totalantal bakterier anger döda och levande organismer i provet.

Totalantalet heterotrofa bakterier anger organismer som främst tyder på organisk förorening. Efter 2 (het 2d) respektive 7 (het 7d) dygns inkubering vid 22° C.

Biokemiska parametrar

Två biokemiska analysparametrar kan användas:

ATP-analys är en bestämning av halten adenosintrifosfat som avspeglar mängden levande mikroorganismer.

Fekala steroler är ett kemiskt ämne som bildas vid nedbrytning av avföring och tyder på denna typ av förorening.

Avloppsvattenmängder

Avloppsvattnet kan vara av följande ursprung:

Spillvatten: förorenat vatten från bostäder, sjukhus, skolor, hotell, restauranger, kontor, affärer etc. (hushållspillvatten) samt i industrier, laboratorier, tvätterier, bilvårdsanläggningar, mekaniska verkstäder, deponier etc. (industrispillvatten).

Dränvatten: grundvatten och markvatten som avleds i rörledning, dike eller dräneringsskikt för att avvattna markområden t.ex. från byggnadsgrunder.

Dagvatten: ytavrinnande vatten i form av regn- och smältvatten från gårdar, tomter, gator, vägar, parker och torg samt taktäckta ytor.

Inläckande grundvatten, sjö- eller havsvatten.

Tillskottsvatten är ett samlingsbegrepp för vatten som utöver spillvattnet avleds i spillvattenförande ledning. Tillskottsvatten kan vara dagvatten, dränvatten, inläckande sjö- och havsvatten mm.

Spillvatten

Den genomsnittliga spillvattenmängden från ett hushåll är 200 l/p, d och hushålls-spillvattnet har ungefär följande sammansättning:

Spillvatten kommer förutom från hushållen även från allmänna serviceinrättningar som sjukhus, vårdhem, skolor, idrottsanläggningar samt fängelser och arbetsplatser som affärs- och kontorslokaler, storkök, industrier m.m. Med utgångspunkt från vattenförbrukningen kan storleksordningen av dessa spillvattenmängder uppskattas. Den uppskattade specifika spillvattenavrinningen framgår av Tabell 4.

Tabell 4 Uppskattad specifik spillvattenavrinning

Brukare:	
Hushåll	
Småhus	160 l/ p, d
Flerfamiljshus	220 l/ p, d
Verksamhet	
Affärer, kontor	60 l/anställd, d
Skolor	40 l/elev, d
Daghem	50 l/barn, d
Sjukhus	700 l/anställd, d
Hotell	300 l/bädd, d
Restauranger, kaféer	500 l/anställd, d

Vattenförbrukningen i hushållen och vid allmänna serviceinrättningar ger normalt upphov till en spillvattenmängd av samma storleksordning som vattenförbrukningen. Däremot behöver industriförbrukningen inte motsvaras av samma spillvattenmängd då en del vatten kan ingå i industriprodukterna. Spillvattenmängden från allmänna serviceinrättningar och industrier varierar från ort till ort och beror på omfattning och art av verksamhet. Industrispillvattenmängden varierar dessutom starkt mellan olika industrier och måste därför undersökas i varje särskilt fall.

Dränvatten

I möjligaste mån ska anslutning av dränvatten till spillvattensystemet undvikas. Det är framförallt dränvatten från dränering av mark intill husgrunder som av nivåskäl ibland behöver anslutas till spillvattensystemet.

Dränvattenmängden är beroende av avloppsledningarnas beskaffenhet, läggningsdjup i förhållande till grundvattennivå, jordart och markytans beskaffenhet, vilket innebär att dränvattenflödena kan variera avsevärt.

Dagvatten

Vid regnväder avleds en viss del av regnmängden som dagvatten, medan övrigt regnvatten antingen stannar kvar på markytan och avdunstar, tas upp av växtligheten, sugas upp av marken eller sjunker ner genom marken och övergår till grundvatten. Den andel som avleds i form av dagvatten är beroende av nederbördens intensitet och varaktighet, markytans beskaffenhet och lutningsförhållanden samt avvattningsområdets storlek och form. Dagvatten avleds normalt i separat dagvattenledning, i dike eller hanteras lokalt. Enbart i kombinerade system är dagvatten avsett att avledas till avloppsreningsverket.

Hantering av dagvatten är idag en viktig fråga i landets kommuner eftersom otillräckliga dagvattensystem och kraftiga regn i kombination leder till besvärliga översväm-

ningar. Det kan vara så att antalet kraftiga regn är på väg att öka i antal och att de tidigare använda dimensioneringsgrunderna därför inte längre är tillräckliga. Kommunerna måste därför ägna dagvattensystemen uppmärksamhet och se över vilka delar av dem som skulle behöva förstärkas.

Inläckande grundvatten, sjö- eller havsvatten

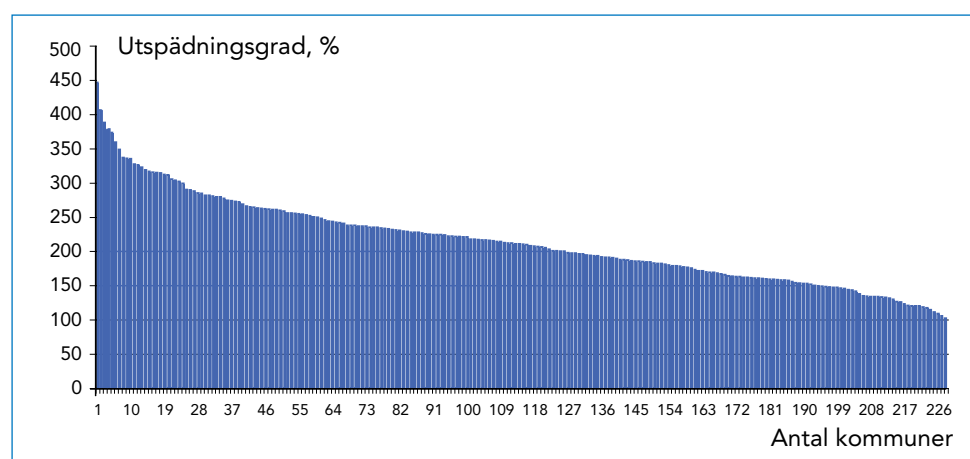
Inläckningen varierar avsevärt mellan olika ledningsnät beroende på ledningarnas kondition, markbeskaffenhet och årstid.

Avloppsvattenflödet vid reningsverket

Mängden kommunalt avloppsvatten kan variera starkt mellan olika orter beroende på industrianslutning och mängden tillskottsvatten.

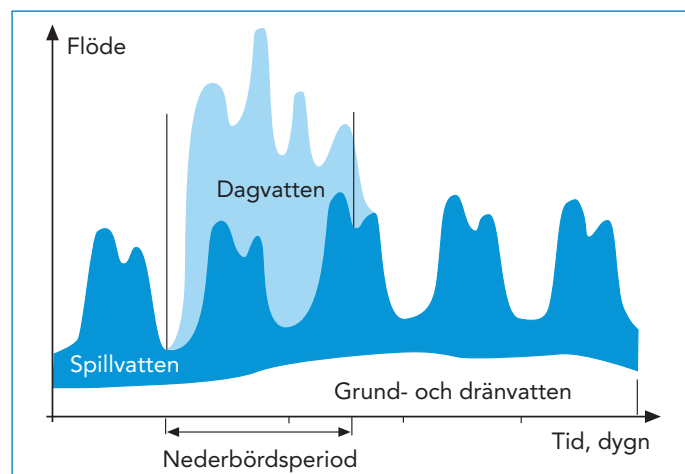
Även om VA-verken arbetar hårt för att reducera mängden tillskottsvatten till de spillvattenförande ledningarna så mottar svenska kommunala avloppswerk i genomsnitt ungefär dubbelt så mycket avloppsvatten som vattenförbrukningen.

Torrväderstillrinningen till ett reningsverk sammansätts av spillvatten, dränvatten, inläckande grundvatten samt inläckande sjö- och havsvatten. Spillvattnet har en mer eller mindre regelbunden dygnsrytm medan dränvattnet kommer relativt jämnt fördelat under dygnet. Mängden inläckande vatten beror på långsamma variationer i grundvattennivå och snabbare nivåvariationer i sjöar och hav. Vid regntillfällen ökar tillrin-



Data hämtade ur VASS 2004
(Läs mer i NV Rapport 4480)

Figur 7 Förhållandet mellan registrerat avloppsvattenflöde och egentligt spillvattenflöde (s.k. utspädningsgrad)



Figur 8
Schematiskt exempel
på samverkan mellan
olika flödesvariationer i
ett avloppsledningsnät

ningen till reningsverket i högre eller lägre grad beroende på hur stor del av dagvattemängden som avleds till reningsverket.

Föroreningsmängder

Föroreningarna i kommunalt avloppsvatten härrör från det hushållspillvatten som kommer från bostäder och arbetsplatser, samt i växlande grad från industriella spillvatten. Dränvattnet innehåller däremot inga nämnvärda föroreningsmängder. Är dagvatten anslutet kan detta vid regntillfällen eller under snösmältningsperioder bidra med väsentliga föroreningsmängder även om halterna är relativt låga.

Hushållspillvatten

Hushållspillvattnets sammansättning undersöktes 1965 i ett hus där det fanns separata ledningar för avloppsvattnet från kök, badrum, tvättstuga och toaletter. Föroreningsmängder från de olika förbrukningsställena är sammanfattade i Tabell 5. Där redovisas också resultaten från en undersökning 1977 med spillvatten från totalt 162 anslutna hushåll.

Tabell 5 Genomsnittliga värden för innehållet i fraktionerna urin, fekalier och toalettpapper samt BDT-vatten från en person

Parameter	Enhet	Urin	Fekalier och toalettpapper	BDT-vatten	Summa
Torrsubstans	g/p, d	20	53	71	144
BOD ₇	g/p, d	5	34	33	72
Totalkväve	g/p, d	11	1,5	1,5	14
Ammonium/ ammoniakkväve	g/p, d	10	0,3	0,25	11
Totalfosfor	g/p, d	0,9	0,5	0,68	2,1
Totalkalium	g/p, d	2,4	0,9	0,79	4,1

Specifik föroreningsmängd = gram förorening per person och dygn, förkortas g/p, d

Jönsson m.fl., 2005.

Fosforinnehållet i hushållspillvatten har minskat på grund av lägre andel tvättmedelsfosfor.

Stockholm Vatten gjorde under 1989 en undersökning av avloppsvattnet från fem bostadsområden i Stockholm. Undersökningen visar att hushållen generellt står för en stor andel av de undersökta ämnenas tillförsel till avloppsnätet.

Industrispillvatten

Avloppsvatten från industrier anslutna till kommunala avloppsanläggningar utgörs dels av spillvatten från sanitära installationer som duschar och klosetter m.m. och från eventuella lunchrum (hushållsliknande spillvatten), dels av spillvatten från produktionen av olika industriprodukter (industrispillvatten).

Beroende på vilken typ av industri det gäller kan olika föroreningar förekomma i industrispillvattnet. Industrier som ofta är anslutna till kommunala avloppsanläggningar är livsmedelsindustrier (BOD, fett), textilindustrier (BOD, gifter), ytbehandlingsanläggningar (tungmetaller, cyanid), mekaniska verkstäder (BOD, olja), bilvårdsanläggningar (BOD, kallavfettningsmedel, bensin) m.fl. Spillvattnet behöver oftast förbehandlas internt inom industrin om det ska släppas ut i det kommunala spillvattennätet.

BOD = biokemisk syreförbrukning utgör ett mått på avloppsvattnets innehåll av syreförbrukande organiskt material

Cyanider = föreningar som innehåller den negativa jonen CN⁻

Personekvivalent

Föroreningsmängderna i industrispillvattnet är beroende av produktionsstorleken. Vid omräkning av föroreningsbelastningen från en industri till motsvarande personbelastning uttrycks industribelastningen i form av ett antal personekvivalenter (pe).

Föroreningsbelastning vid reningsverket

Det är svårt att tala om normala koncentrationer i inkommande vatten till ett reningsverk eftersom utspädningsgraden på grund av tillskottsvatten (inläckning, dagvatten mm) varierar så mycket från verk till verk. Föroreningshalterna i kommunalt avloppsvatten kan också uppvisa stora variationer mellan olika orter på grund av industrianslutning, inläckning i ledningar m.m.

Koncentrationerna i avloppsvattnet beror helt på hur stor tillrinningen in till reningsverket är. De specifika föroreningsmängderna bör dock vara ungefär desamma vid alla verk om inte industrianslutningen är stor. Stor ut- eller inpendling kan också påverka de specifika föroreningsmängderna.

Man kan lätt beräkna den specifika föroreningsmängden vid det egna verket och jämföra med de här angivna värdena:

$$\text{Specifik föroreningsmängd (g/p, d)} = \frac{\text{Tillrinning (m}^3\text{/d)} \cdot \text{Koncentration (g/m}^3\text{)}}{\text{Antalet anslutna personer (p)}}$$

Vid beräkning av föroreningsbelastningar utgår man vanligen från specifika föroreningsmängder i det kommunala avloppsvattnet av storleksordningar enligt nedan.

Dagvatten

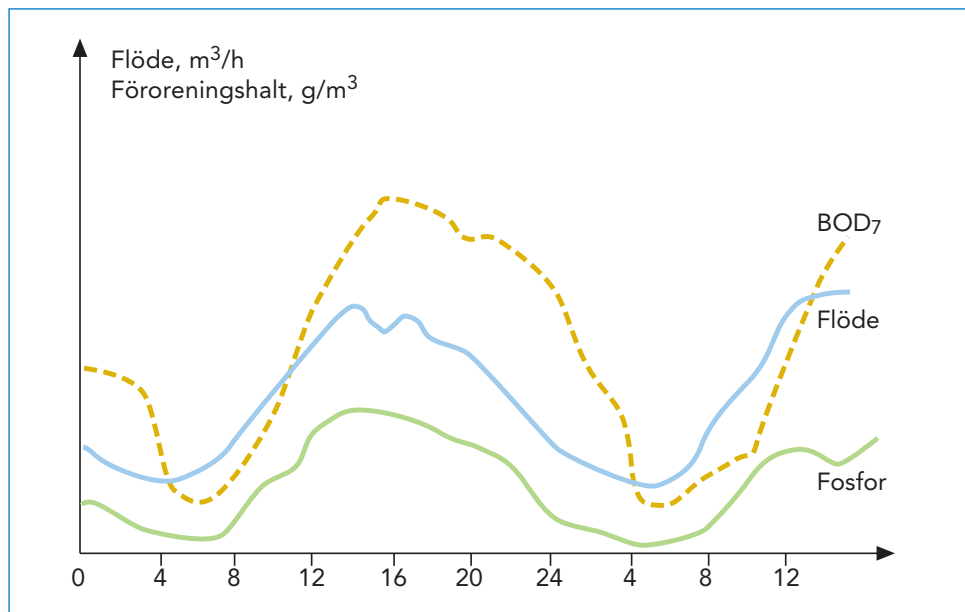
Dagvattnets innehåll av föroreningar som tungmetaller, olja m.m. varierar från plats till plats och beroende på årstid. Generellt sett är föroreningsinnehållet störst från trafikleder och industriområden och minst från villabebyggelse. Dagvattnets innehåll påverkas framför allt av trafikvolymerna men även industriverksamhet, byggnadsmaterial, atmosfäriskt nedfall, näringsläckage från jordbruksmark och grönområden påverkar innehållet.

Variationer i avloppsvattnets mängd och sammansättning

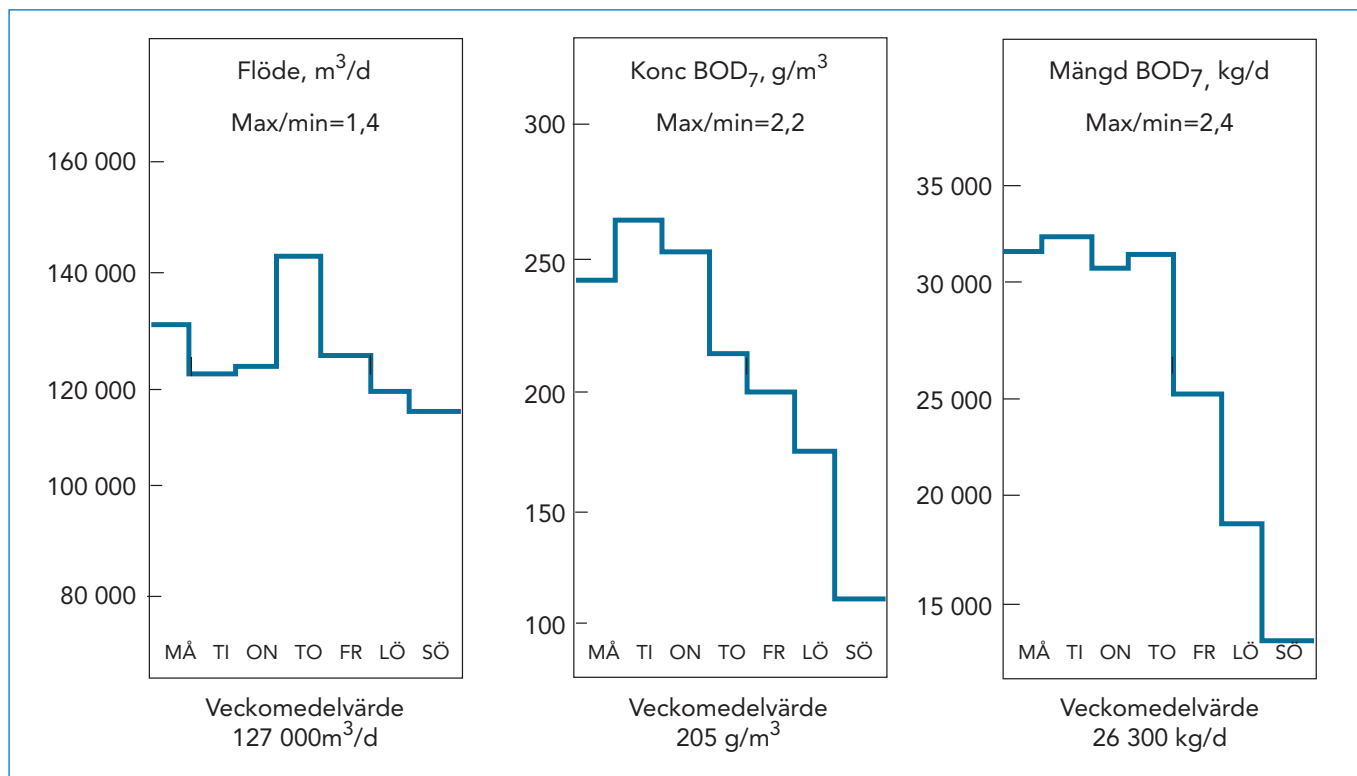
Avloppsvattenmängden varierar under dygnet liksom tillförseln av föroreningar till avloppsvattnet. Vattenförbrukning och förorening hänger normalt samman, d.v.s. när vattenförbrukningen är stor så är i allmänhet tillförseln av föroreningar också stor.

Av Figur 9 framgår hur tillrinning och koncentration av organiskt material mätt som BOD₇ och fosfor, varierar vid ett kommunalt avloppsreningsverk under dygnet. Man ser att när tillrinningen är stor, så är samtidigt koncentrationen av föroreningar i avloppsvattnet hög.

Föroreningarna i avloppsvattnet varierar även mellan olika veckodagar. I Figur 10 redovisas variationen i tillrinning och föroreningsinnehåll under en vecka. Det framgår att föroreningsmängden är väsentligt lägre under lördag-söndag än under veckodagarna. Detta kan bl.a. bero på att industribelastningen är avsevärt lägre under helgerna, men även personbelastningen kan då vara lägre. Det högre flödet under torsdagen beror på måttlig nederbörd.



Figur 9 Variationer i flöde och innehåll av organiskt material och fosfor i inkommande avloppsvatten till ett kommunalt avloppsreningsverk



Figur 10 Variationer i flöde och innehåll av organiskt material (BOD_7) i inkommande avloppsvatten till Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö under en vecka

3 Avloppsvattnets inverkan på recipienten

Inledning

Det vatten vi använder i samhället är lånat från naturen. Efter användning och rening återförs vattnet från det urbana till det naturliga kretsloppet. Det vatten som får motta det renade avloppsvattnet kallas recipient. Recipienten kan vara en sjö, ett vattendrag, en älvmyrning eller en havskust. Recipienten kan också vara grundvatten t.ex. när avloppsvattnet infiltreras och då det används för bevattning. Grundvatten som recipient är dock ovanligt vid svenska kommunala reningsverk och behandlas inte här. I recipienten sker ett komplicerat samspel mellan fysikaliska, kemiska och biologiska processer. I de biologiska processerna deltar ett stort antal olika organismer. Framställningen i detta avsnitt är därför starkt förenklad.

Ämnesomsättning i recipienter

Vid fotosyntesen kan växter och alger omvandla solenergi till organiskt material, cellmassa. Som byggstenar används koldioxid och en lång rad nödvändiga (essentiella) grundämnen som cellerna behöver för sin funktion. De viktigaste ämnena är kväve och fosfor. Men flertalet av grundämnena har någon biologisk funktion. Vid fotosyntesen produceras, förutom organiskt material i form av nya celler, också syrgas. I de flesta naturliga vatten utförs huvuddelen av fotosyntesen av alger. Högre växter, t.ex. vass, kan också bidra. Algerna kan antingen leva fritt svävande (kallas ofta växtplankton eller fytoplankton) i vattnet eller växa på ytor (fastsittande eller bentiska alger).

Solenergin är drivkraften i fotosyntesen. Tillgången på solljus är därför en begränsande faktor för biologisk produktion i recipienten under en stor del av året. Koldioxid finns det normalt tillräckligt av i vattnet i form av löst koldioxid och vätekarbonatjoner. Algerna tar upp näringsämnena i bestämda proportioner. Det näringsämne utöver koldioxid som behövs i störst mängd är kväve. Därefter kommer fosfor. Det krävs 7–8 gånger mer kväve än fosfor. Algerna tar upp näringsämnena från vattnet i de proportioner de behöver.

Om solljuset är tillräckligt kommer algerna att fortsätta att öka i antal tills något näringsämne tar slut. Det näringsämne som först tar slut kallas det begränsande näringsämnet. I sjöar och vattendrag är fosfor nästan alltid det begränsande näringsämnet. I västerhavet är det ofta kvävet som först tar slut, medan det kan vara antingen fosfor eller kväve som tar slut först i Östersjön. I kustzoner och i flodmynningar, där söt- och saltvatten blandas, är förhållandena komplicerade och det kan vara olika näringsämnen som kan vara begränsande under olika delar av året.

En speciell typ av organism, cyanobakterier (tidigare kallad blågrönalger), har förmågan att direkt ur vattnet ta upp kväve i form av kvävgas. Det gör att de på sätt och vis är oberoende av vilken ammonium- eller nitrathalt som förekommer i vattnet. Dock är de beroende av att fosfor finns tillgängligt i tillräcklig mängd.

De växtplankton som bildas vid fotosyntesen är föda för högre organismer såsom djurplankton. Födan, dvs. algernas organiska substans, utgör för djurplanktonet både energikälla och byggstenar för nya celler. Djurplanktonet gör av med en del energi för att simma i vattnet och oftast blir högst ca 10 % av den uppätta algcellmassan ny cellmassa i form av djurplankton. Djurplankton äts i sin tur av fiskar. Även där är det högst ca 10 % av djurplanktonets biomassa som blir fiskbiomassa. Mindre fiskar äts i sin tur av rovfiskar och också nu blir ”verkningsgraden” högst ca 10 %.

Den organiska substans som förbrukas i de olika leden har oxiderats till koldioxid. För att kunna tillgodogöra sig (oxidera) organiskt material och utvinna energi har djurplanktonet och fisken andats syre som finns löst i vattnet. När djurplanktonet eller fisken tillgodogör sig organiskt material frigörs de andra näringsämnena som fanns i cellmassan och återgår som lösta ämnen i vattnet (som avföring). De organismer som inte konsumeras av högre organismer i näringskedjan dör så småningom. De döda organismerna sjunker till botten och där bryts de ned (mineraliseras) av bakterier. Bakterierna använder syre för nedbrytning och vid nedbrytningen frigörs näringsämnena i det organiska materialet. I det bottennära vattnet är därför ofta syrehalterna låga eller i vissa fall helt obefintliga.

Recipienttyper

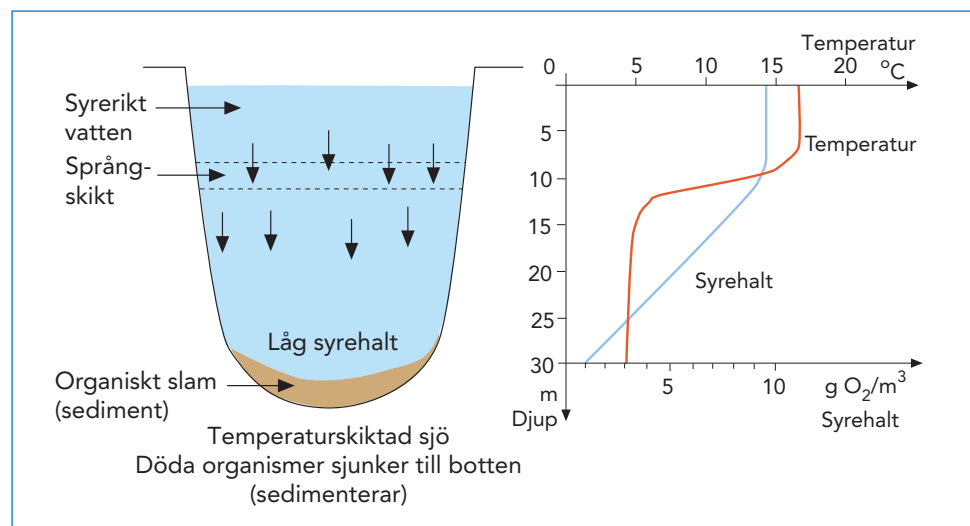
Vattendrag

Vattendrag är bäckar, åar, älvar och floder. I vattendrag, speciellt i grunda, snabbt rinnande, sker en stor del av den biologiska aktiviteten på botten där alger, bottenlevande organismer och bakterier frodas på det material som vattnet transporterar förbi. I djupa, sakta strömmande vatten sker en stor del av den biologiska aktiviteten i de fria vattenmassorna.

Sjöar

I en sjö avtar solljuset kraftigt med ökande djup. Hur snabbt det avtar beror på vattnets färg och grumlighet. Nästan all fotosyntes och produktion av syre sker därför i den fria vattenmassans översta del. Döda alger och andra organismer sjunker till botten, och det mesta av den nedbrytande och syreförbrukande aktiviteten sker därför i sjöns djupare delar, speciellt i eller nära ytan av bottensedimenten.

Sjöns ytliga och djupare delar är större delen av året åtskilda genom ett språngskikt (Figur 11). Detta beror på att vattnets densitet ökar med sjunkande temperatur ned till +4° C, där densiteten är som störst för sötvatten. Vid lägre temperaturer minskar åter igen densiteten.



Figur 11 Syresituationen i en temperaturskiktad sjö

Låt oss se hur en sjö betar sig under ett år. Direkt efter islossningen värms det kalla ytvattnet sakta upp. När detta nått ca 4° C, samtidigt som vinden påverkar ytskiktet, kommer vattenmassan att omblandas från ytan till botten (vårcirkulationen). Samtidigt sker en syresättning av hela sjövolymen, sjön "laddas" med syre inför sommaren.

Under sommarhalvåret stiger så temperaturen i ytan, vilket gör att vattnet blir lättare och skiftar in sig vid ytan. Mer och mer vatten värms upp och gör att den varma volymen blir större, dvs. sträcker sig allt djupare ned i sjön.

Mot hösten sjunker ytemperaturen i sjön, och vattnets densitet ökar sakta. När temperaturen börjar närma sig $+4^{\circ}\text{C}$, kan vinden åter igen blanda om vattnet och syresätta hela vattenmassan. Fortsatt kyla sänker ytvattnets temperatur och detta lättare vatten lägger sig helt i ytan. När så ytvattentemperaturen är nära 0°C , sker isläggningen ofta en kall klar natt med stor energiutstrålning. Sjön har nu fått ett lock som hindrar syretillförsel från atmosfären, tills isen bryts upp. Om isen ligger länge och belastningen av syreförbrukande ämnen hög, kan sjöns djupområden riskera att få låga syrehalter, eller kanske bli helt syrefria. Oftast är dock sensommaren den mest kritiska perioden för låga syrehalter i en sjö.

Flodmynnningar, kustvatten och hav

I kustvatten, speciellt där större vattendrag flyter ut, möts sötvatten och havsvatten. Havsvatten har högre densitet än sötvatten eftersom densiteten ökar med ökande salthalt. Detta gör att sötvatten flyter ovanpå havsvatten. Skiktningen på grund av salthaltsskillnader är stabilare än skiktningen p.g.a. temperaturskillnader som vi diskuterat ovan.

I flodmynnningar strömmar sötvattnet ut ovanpå saltvattnet. I gränsen mellan de båda lagren sker det en omblandning och den volym som strömmar utåt ökar. Det orsakar en inåtgående ström av salt vatten nära botten. I botten av stora älvar kan det finnas saltvatten åtskilliga kilometer av dess nedersta lopp. I mynningsområden är omsättningen av vattenmassorna relativt god och syrehalterna oftast tillfredställande.

I grunda kustområden speciellt i vikar och fjordar med grunda sund ut mot havet kan man ha förhållanden med en liten saltvattenvolym närmast botten. I ytvattnet ovanför pågår under den ljusa årstiden fotosyntes och tillsammans med vinden ger detta goda syreförhållanden. Alger och andra organismer i ytvattnet dör emellertid och sjunker då ned i det salta bottenvattnet. Där bryts de ned under konsumtion av syre. Eftersom det salta bottenvattensskiktet är tunt och sällan omsätts, blir syrekonsumtionen per volymenhet stor. Eftersom bottenvattnet genom skiktningen är isolerat, och inte tillförs nytt syre, kan syrehalten sjunka ned till noll och bottenlevande organismer dör. Situationen blir ofta kritisk på sensommaren och hösten när allt det material som producerats under den ljusa årstiden sedimenterat ned i bottenvattnet. Kraftiga stormar med högvattenförhållanden kan föra in friskt syresatt vatten och tillföra bottarna syrerikt vatten. Det blir ofta räddningen, i vart fall under en kortare period.

Föroreningspåverkan

Flytande material och avsättningar

Avloppsvatten innehåller material som flyter upp till ytan. Detta skall avlägsnas i förbehandling och försedimentering och skall därför inte komma ut i recipienten. Avloppsvattnet innehåller också avsättbart material. Detta skall också avskiljas i förbehandling och i försedimentering och skall inte heller komma ut i recipienten. Om bräddning av obehandlat vatten sker vid reningsverket eller vid pumpstationer eller vid andra bräddavlopp kan dock sådana föroreningar komma ut.

Grumling och missfärgning

Avloppsvatten är grumligt och kan, om industriella avloppsvatten finns med, också vara färgat. Grumlighet och stark färg avlägsnas när reningen fungerar väl och är därför sällan något problem i samband med utledning av kommunalt avloppsvatten. Grumlighet kan minska fotosyntesen och därmed syreproduktionen. I de flesta fall där man

har grumligt vatten i recipienten är inte detta orsakat av utsläpp utan av kraftig alg tillväxt. Denna kan dock i sin tur vara orsakad av utsläpp av näringsämnen.

Syreförbrukning

Avloppsvatten innehåller biologiskt nedbrytbart organiskt material. Det nedbrytbara organiska materialet avlägsnas normalt till 90 % eller mer vid avloppsvattenreningen. Det organiska material som går ut i recipienten bryts ned där. Varje kg organiskt material som går ut orsakar en syreförbrukning på ca 1 kg syre.

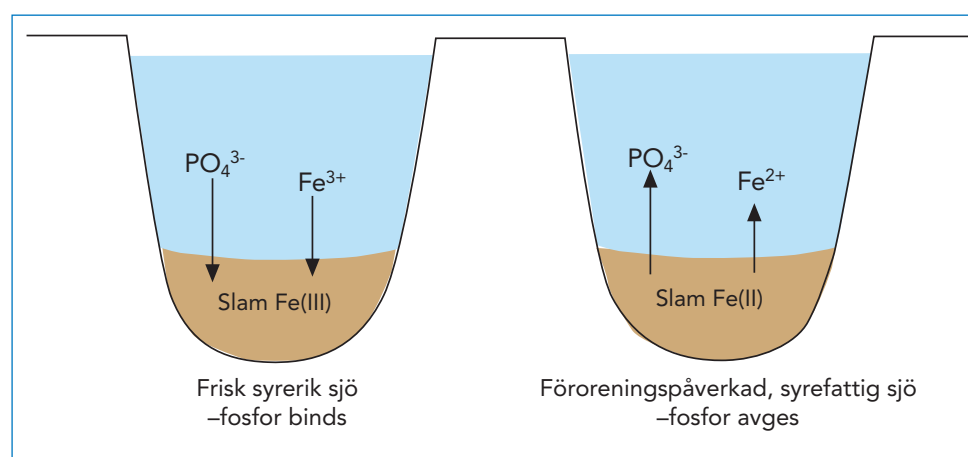
Avloppsvatten innehåller också kväve i form av ammoniumjoner. Vid högt belastade reningsverk, och vid reningsverk med enbart kemisk rening, går det mesta av ammoniumjonerna ut till recipienten. Varje kg ammoniumkväve orsakar, vid sin omvandling till nitratkväve i recipienten, en syreförbrukning på ca 4,5 kg syre.

Eutrofiering

Eutrofiering betecknar ett tillstånd där stor näringstillförsel till ett vattendrag ger stor primärproduktion. En stor primärproduktion behöver inte vara negativt om primärproduktionen balanseras av ex tillgång på stora volymer syresatt vatten, eller en kort omsättningstid. Tyvärr blir det sällan så, utan den ökade primärproduktionen leder ofta till olika problem i recipienten. För oss kan det första synbara tecknet vara en anhopning av alger som ger ett grumligt vatten. I grunda rinnande vatten blir det ofta långa trådar av alger som växer på stenar och andra ytor. De estetiska olägenheterna är uppenbara. En del alger avger illaluktande ämnen som kan ge smak åt dricksvattnet, och riklig påväxt på bottenarna kan fördärva fiskarnas lekplatser.

Efter en kraftig tillväxt av alger, dör dessa och sjunker till botten där de döda algernas organiska material bryts ned av bakterier. Då förbrukas syre, och näringsämnen frigörs, bl.a. fosfor. Så länge botten sedimenten är syresatta, binds en del av den frigjorda fosfor som järnföreningar i botten sedimenten. En frisk sjö fungerar således som en effektiv fosforfälla. Utfällningen fungerar så länge det finns syre vid botten. Under syrefria förhållanden kan dock tidigare "fastlåst" fosfor åter frigöras från sedimenten (Figur 12). När sjön sedan blandas om på våren eller hösten kan stora fosformängder föras upp till ytvattnet och algproduktionen kan bli än större, sjön kommer in i en ond cirkel.

Eftersom flertalet tätorter i Sverige nu har effektiva reningsverk, är de flesta problem i sötvattenrecipienter på grund av utsläpp av avloppsvatten nu under kontroll. I en del sjöar och i havet är dock eutrofieringen fortfarande ett stort problem.



Figur 12 Bindning av fosforföreningar till botten slammet i en djup skiktad sjö

PO_4^{3-} = fosfatjon
 Fe^{3+} = trevärd järnjon [Fe(III)]
 Fe^{2+} = tvåvärd järnjon [Fe(II)]

De svenska reningsverken har en väl utbyggd fosforrening. I en del avrinningsområden är utsläppen från glesbebyggelsen större. Avrinning från jordbruksmark är i Sverige den främsta orsaken till eutrofiering. Avrinningen från mark betyder relativt sett mer när det gäller kväve än för fosfor. I Östersjön är också utsläppen från dåligt renat avloppsvatten från de gamla öststaterna avsevärda. Tillförseln av näringsämnen till Östersjön har lett till att massiva algbloomningar regelmässigt uppträder och till en avsevärd utbredning av områdena med syrefria bottenar och djupvatten som är syrefritt eller har för låga syrehalter.

Anrikning av icke nedbrytbara ämnen

I avloppsvatten är icke nedbrytbara ämnen som tungmetaller och långsamt nedbrytbara eller icke nedbrytbara organiska ämnen i stor utsträckning bundna till partiklar och avskiljs därför i hög grad i reningsverken. När denna typ av ämnen kommer ut i recipienten kan de där bindas till alger som sedan äts av andra organismer. Speciellt en del organiska ämnen anrikas i fettvävnad och utsöndras sakta. Härigenom kan dessa ämnen successivt koncentreras i näringskedjan och koncentrationerna kan bli så höga att svåra effekter uppstår. Anrikningen av DDT hos rovfåglar och PCB-anrikning hos sälar är tråkiga exempel, där vi inte på förhand har förstått hur miljön reagerar, när nya substanser används i stor mängd på många ställen i samhället.

Läkemedel utsöndras från kroppen via urinen. Utsöndrade läkemedel är således lösta i vatten. Detta innebär att de i stor utsträckning kan passera reningsverket om de inte är biologiskt nedbrytbara. Vilka effekter läkemedelsresterna har i recipienterna är ännu dåligt känt.

Sjukdomsalstrande mikroorganismer

Sjuka personer utsöndrar stora mängder sjukdomsalstrande bakterier, virus och andra organismer. Dessa kommer till reningsverket. De sjukdomsalstrande organismerna är anpassade till de förhållanden som gäller i kroppen och dör successivt av under de förhållanden som gäller i avloppsvatten, i reningsverk och ute i recipienten. Vid reningsprocessen avskiljs 90–99 %. I allmänhet utgör de rester av sjukdomsalstrare som släpps ut inget problem, förutsatt att recipienten är stor och inga vattenverk eller strandbad finns i närheten.

4 Samhällets krav på avloppsvattenhanteringen

VA-försörjning är en viktig samhällsservice för invånarna och kravet är att vattenförsörjningen och avloppshanteringen alltid måste fungera och ha hög driftsäkerhet. Den kommunala avloppshanteringen har hög driftsäkerhet men driftstörningar som direkt påverkar brukarna såsom källaröversvämningar och avloppsstopp kan inträffa. Som exempel kan nämnas att i Stockholm stad inträffar storleksordningen 700 avloppsstopp per år på det allmänna spillvattenförande avloppsnätet.

VA-försörjningen måste vara uthållig. Detta innebär att så lite resurser som möjligt används och att näringsämnen kan återföras som gödning till marken. Målet är att sluta både vattnets och näringsämnenas kretslopp.

Det ökade miljöintresset har lett till ett ifrågasättande av den befintliga avloppshanteringen. Vissa brukare vill själva medverka till att avloppets näringsämnen utnyttjas som en resurs och ingår i ett kretslopp. Detta kan vara svårt att påverka i ett storskaligt system, varför småskaliga system där resursen kan hanteras närmare källan ibland förespråkas. De flesta brukare anser dock att bekvämlighet är viktigast och det kan de storskaliga befintliga VA-systemen erbjuda. Det är heller inte självklart att ett småskaligt system fungerar bättre.

Krav och mål

Avloppshanteringen måste kunna uppfylla krav och mål som är tydligt definierade eller underförstådda. Det finns flera studier där man närmare analyserat vilka olika krav som bör ställas på avloppshanteringen. Dessa krav kan sammanfattas i följande grupper:

- Hälsa och hygien
- Teknisk funktion
- Miljöpåverkan och naturresurshantering
- Sociokulturella aspekter
- Ekonomi

Hälsa och hygien

Med hälsa och hygien avses de olika aspekter som måste ställas på avloppshanteringen ur smittskyddssynpunkt. En av huvudorsakerna till uppbyggnaden av nuvarande avloppshantering är just förhindrande av sjukdomsspridning. Vid utformning av en avloppslösning så måste såväl en mikrobiell som en kemisk riskvärdering göras. Ur mikrobiell synvinkel är det viktigt att identifiera de punkter i avloppshanteringen där människor exponeras för patogener. I en kemisk riskvärdering studeras de ämnen som innebär en risk för människors hälsa och miljö. Hänsyn tas till ämnens koncentration i avloppet och till ämnens toxiska, bioackumulerbara och persistenta egenskaper. Det finns idag regler för hur kommunalt avloppsvatten och slam ska hanteras med hänsyn till människors hälsa.

Teknisk funktion

Avloppslösningen måste ha en acceptabel och tillförlitlig teknisk funktion sett på lång sikt. Den ska vara driftsäker och tillförlitlig. De tekniska lösningarna ska vara så beprövade och robusta att de inte kräver att brukarna har teknisk fackkunskap.

Patogen = sjukdomsframkallande

Persistent = oföränderlig

Toxisk = giftig

Miljöpåverkant och naturresurshantering

Kraven avseende miljöpåverkan och naturresurshantering har med tiden successivt ökat och regleras för närvarande bl.a. i miljöbalken. För utsläpp av renat avloppsvatten och användning av avloppsslam finns uppställda miljökrav och även krav på resursåterföring. För alla avloppslösningar gäller att de måste utgå från naturgivna förutsättningar för respektive plats. Det måste t.ex. finnas lämplig recipient för utsläpp av renat avloppsvatten, avsättning för utsorterade avloppsprodukter och tillgängliga ytor för avloppsanläggningarna.

Sociokulturella aspekter

Användarnas sociokulturella förutsättningar påverkar hur en avloppslösning fungerar tekniskt och vilka resultat som kan uppnås ur miljö- och resurshushållningssynpunkt. Vilka farliga ämnen som tillförs systemet beror på vad som stoppas ner i toaletten och hålls ut i vasken. Vilken arbetsinsats som användarna är villiga att utföra avgör om ett mer arbetsintensivt sorterande avloppssystem kan installeras.

Ekonomi

Oberoende av avloppslösning och organisation så måste ur ekonomisk synvinkel kostnader för investering, drift, underhåll och förnyelse hanteras.

Då en kommunal VA-verksamhet står för avloppshantering regleras verksamheten av lagen om allmänna vattentjänster. Det innebär vanligen att brukaren dels betalar en engångsavgift i form av en anläggningsavgift när fastigheten ansluts, dels en årlig bruksavgift till kommunen.

Om fastighetsägaren själv äger avloppsanläggningen, betalar fastighetsägaren kostnaderna för investering, drift, underhåll och förnyelse när dessa uppstår.

VA-taxa och VA-avgifter

Enligt vattentjänstlagen ska offentlig VA-verksamhet i en kommun finansieras via en av kommunen fastslagen VA-taxa som syftar till att finansiera VA-verksamheten till självkostnad. Enligt den s.k. självkostnadsprincipen får de totala avgifterna som hushushallen tar ut inte överskrida de kostnader som är nödvändiga för att ordna och driva VA-anläggningen. VA-verksamheten får alltså inte gå med vinst.

VA-avgifternas belopp och hur de beräknas ska framgå av VA-taxan. Avgifterna ska sättas så att kostnaderna fördelas på fastighetsägarna enligt vad som är skäligt och rättvist. Detta innebär att det i första hand är fastigheternas nytta av tillgången till den allmänna VA-anläggningen som läggs till grund för avgiftsuttaget.

Utgångspunkten är att samma VA-taxa gäller inom alla verksamhetsområden i kommunen. Om förhållandena för vissa fastigheter (områden) avviker från det normala i kommunen och kostnaderna för vattentjänsterna därför blir betydligt dyrare, ska dock avgifterna för de fastigheterna (områdena) bestämmas med hänsyn till kostnadsskillnaden. Det kan ske genom att kommunen beslutar om en "särtaxa" för de fastigheterna.

Varje kommun utformar i princip sin egen taxa vilket tidigare ledde till att taxornas konstruktion var väldigt olika kommunerna emellan. Trenden är nu att kommunerna i allt större utsträckning använder sig av Svenskt Vattens standardiserade taxeförslag och i någon utsträckning modifierar det efter sina specifika behov. Det finns dock fortfarande osäkerheter vad gäller jämförbarheten av kostnadsnivån hos kommunernas VA-taxor främst beroende på att det inte alltid är likadana kostnadsmassor som ligger till grund för kommunernas VA-taxenivåer.

Taxan består vanligtvis av två delar, anläggningsavgift och bruksavgift. Anläggningsavgiften är en engångsavgift och är att betrakta som en "entrébiljett" för att få an-

sluta till VA-systemet, bruksavgiften betalas per förbrukad vattenmängd eller per tidsenhet. En vanlig nivå på anläggningsavgiften ligger i intervallet 75000 – 200000 kr. En vanlig nivå på bruksavgiften är 4000 – 8000 kr per år.

Vidare tar taxemekanismen vanligen hänsyn till typen av boende, villa eller flerfamiljshus t.ex.

VA-taxan delas också in i olika ändamål såsom försörjning med dricksvatten, avloppsrening samt omhändertagande av dagvatten. En fastighet kan vara ansluten till VA-systemet för t.ex. enbart av avloppsvattenrening medan man har egen brunn för dricksvattenförsörjning.

VA-organisationen

All VA-verksamhet enligt Vattentjänstlagen drivs i kommunal regi. Organisationen för en kommunal VA-verksamhet kan ha olika former.

VA-förvaltning

Den sannolikt vanligaste organisationsformen är att VA-verksamheten drivs i förvaltningsform. En VA-förvaltning finns i kommunen och är underställt den politiska ledningen under exempelvis en teknisk nämnd. VA-förvaltningen är inte sällan integrerad i ett tekniskt kontor med ansvar för gator och vägar, avfall, energi etc.

Kommunalförbund

Flera kommuner kan gå samman i ett kommunalförbund. Man har då en driftorganisation som styrs av en förbundsledning som är politiskt tillsatt och där samtliga kommuner som ingår i förbundet är representerade. Exempel på ett sådant kommunalförbund är Norrvatten, som producerar och distribuerar dricksvatten till stora delar av norra Storstockholm ända upp till Knivsta och Norrtälje kommuner.

Bolag

Många kommuner väljer att organisera sin VA-verksamhet i ett kommunalt bolag. Det innebär då att man, utöver de vanliga lagarna som styr VA-verksamhet (Miljöbalken, Vattentjänstlagen m.fl.) också ställer sig under aktiebolagslagen. Det betyder att styrelsen har att ta hänsyn till bolagets ekonomiska förutsättningar på ett lite annorlunda sätt än i de övriga organisationsformerna.

Bolagsformen innebär, precis som för ett kommunalförbund, att man kan samarbeta över kommungränserna, och numera finns flera VA-bolag där flera kommuner ingår i det gemensamma bolaget på ett eller annat sätt.

I flera kommuner har man dessutom valt att organisera flera/alla sina tekniska verksamheter i ett och samma multiutilitybolag. I sådana bolag ingår ofta VA, avfallshantering, energihantering (el och värme), IT-system (bredband, fiber) och liknande verksamheter.

Uppströmsarbete – att få kontroll på sin råvara och ett förebyggande miljöarbete

Allt som spolas ner i avloppet hamnar hos reningsverket.

Alla ämnen som inte är lätta att biologiskt bryta ned, eller som inte är näringsämnen som fosfor eller kväve, kan ställa till med stora problem i reningsverken. Ämnen som inte kan brytas ned, som vissa organiska föroreningar eller giftiga grundämnen som kvicksilver, kadmium, bly och silver, förstör alltid kvaliteten på vår restprodukt slammet, försvårar reningen, kräver extra arbete och ökade kostnader samt skadar på sikt

de vattendrag dit det behandlade avloppsvattnet leds. Därför är det viktigt att alla som är anslutna till vårt avloppssystem aktivt hjälps åt att hela tiden bli bättre på att handla så att enbart rätt saker spolats ned i toalett, bad, disk och tvätt – och i dagvattnet. Då sparas stora värden, både när det gäller ekonomiska värden och naturvärden, för kommande generationer.

Det är detta *uppströmsarbetet* tar sikte på. Med uppströmsarbete avser vi arbete för att se till att föroreningar och främmande ämnen inte kommer in i avloppssystemet vid källan, till exempel i hushållet, servicenäringar eller i industri eller annan verksamhet. Det är ju så att säga avloppsverket som alltid blir sittande med "Svarte Petter" och får ta hand om allt som spolats ner. Det är ju alltid avloppsreningsverket som ska tvätta vattnet. Att arbeta aktivt med sitt uppströmsarbete är att ta kontroll över sin råvara och kvaliteten på det inkommande avloppsvattnet vad gäller tungmetaller och svårnedbrytbara kemiska ämnen, och därmed en naturlig del av en VA-organisations kärnverksamhet. Det inkommande avloppsvattnet är råvaran för vår processindustri reningsverket, och därmed bestämmer det inkommande avloppsvattnets kvalitet, vattenkvaliteten på det vi lämnar tillbaka till vattendraget, och på kvaliteten på slammet. Allt fler VA-verk i Sverige har nu flyttat in uppströmsarbetet som en naturlig del av sin kärnverksamhet – helt enkelt för att kunna få en bra kontroll över sin råvara avloppsvattnet och samtidigt få en allt bättre slamkvalitet samt kvalitet på det utgående avloppsvattnet.

Minska oönskade ämnen till avloppet genom kommunikation med kunderna

Att kommunicera med sina kunder, vattenanvändarna, för att undvika att olämpliga ämnen spolas till avloppssystemet, är nödvändigt för varje VA-organisation. En bra dialog med kunderna är en arbetsinsats som alltid spar både pengar för VA-verken och miljö. Och det är viktigt att förstå att detta är ett långsiktigt arbete.

Det är nödvändigt att ha en god översikt över nya hushållsprodukter som avses spolas till avloppet. Det är alltid bra att ha en god kontakt med handeln på såväl lokal som regional och nationell basis, för att kunna diskutera utfasning av olämpliga produkter för att på så sätt undvika att de spolats ned i avloppet.

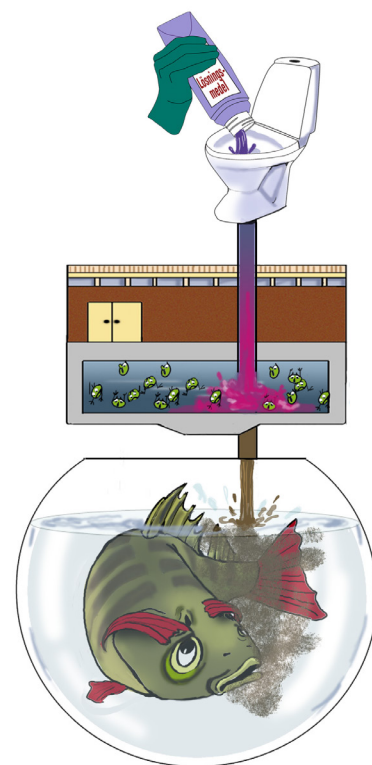
På många håll har VA-verken drivit framgångsrika kampanjer i samhället i allmänhet och i skolorna i synnerhet för att minska belastningen av främmande ämnen i avloppssystemet. Genom att öka kunskapen om vad som kan tas om hand i avloppsreningen skapar man ökad medvetenhet hos invånarna, inte minst hos barnen. De viktigaste punkterna är då:

- *Att spola rätt*

Det enda som får hamna i avloppet är vatten från bad, dusch, disk och tvätt samt sånt som kommer från människokroppen som kiss och bajs. Och toalettpapper som är gjort för att upplösas och sedan brytas ner snabbt. Allt annat ger avloppsverket mer eller mindre problem. Tyvärr är det fortfarande vanligt att folk spolar ner fasta föremål som tops, tamponger, bomullstussar, blöjor, kondomer och så vidare. Detta orsakar stopp i rör och pumpar. Det tar tid, kostar pengar och försämrar reningen.

- *Snåla med rengöringsmedel*

Svenskarna använder 12,5 kg disk-, tvätt- och rengöringsmedel per person och år. Då är varken bilvårdsmedel, golvvårdsmedel, hårschampo, tvål eller industriella rengörings- och avfettningsmedel medräknade. Många av dessa rengöringsmedel kan, om de inte är miljömärkta med "Svanen" eller "Bra miljöval", innehålla skadliga ämnen som naturen inte mår bra av. Därför ska man tänka på att alltid använda lägsta möjliga dosering när man tvättar, diskar och städar och helst använda miljömärkta medel. Dessa innehåller så lite miljöfarliga ämnen som möjligt och är lätt nedbrytbara i reningsverken.



- *Inget miljöfarligt avfall i avloppet*

Spola aldrig ned lösningsmedel, färg, mediciner eller andra kemikalier. Dessa ämnen kan inte avloppsverket ta hand om. De tar istället död på de bakterier som renar vattnet och rinner igenom hela systemet och hamnar slutligen i reningsverkets restprodukter slammet och i vattendragen. Lämna alltid överblivna mediciner och gamla kvicksilvertermometrar till apoteket samt allt annat miljöfarligt avfall till en miljöstation.

- *Tvätta bilen rätt*

Tvättvattnet efter en biltvätt innehåller både skadliga tvättkemikalier, föroreningar i form av asfalt- och oljerester och flera typer av tungmetaller. Om man tvättar på gatan rinner tvättvattnet ner i dagvattenbrunnarna och hamnar orenat i närmaste vattendrag. Det bästa är att ta bilen till en automattvätt eller en gör-det-självtvätt där anläggningen är utrustad med en egen reningsanläggning, som tar bort föroreningar och tvättmedel innan vattnet släpps ut i det allmänna avloppsnätet

Företag och industri

Det ställs särskilda krav på företag och industri för anslutning till avloppsreningen till exempel när det gäller hanteringen av kemikalier, oljespill, färg och lack.

Ofta krävs en individuell prövning vid anslutning av industrier och verksamheter. Där det kan krävas interna åtgärder som:

- Användande av bästa möjliga reningsteknik
- Slutning av processer
- Återanvändning av sköljvatten
- Återföring av koncentrat till bad
- Kemikalieåtervinning
- Utbyte av miljöfarliga kemikalier mot mer miljöanpassade

Bevakning av nya produkter

Uppströmsarbetet kräver också en löpande bevakning från bland annat Svenskt Vattens sida av nya produkter som då och då lanseras på marknaden och som kan få skadlig inverkan på reningsverkens möjligheter att klara sina krav vad gäller miljö och ekonomi. Några exempel är:

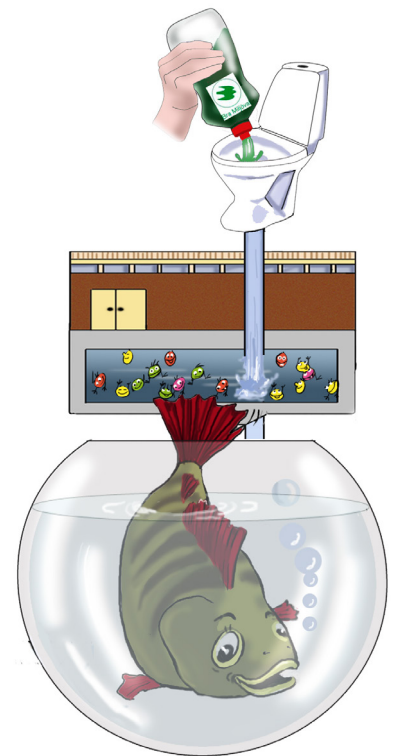
- Silverstavar som bakteriedödande medel i vissa nya modeller av tvättmaskiner eller silverinslag i tyger för att motverka lukt. Detta innebär att utsläppen av silver med skadliga miljöeffekter ökar samt att kvaliteten på slammet försämras.
- Våtserveletter för barn, avsedd att spolas ner. Orsakar störningar i ledningsnät och reningsverken och ökade kostnader.
- Andra ”nedspolningsbara” produkter, som till exempel engångstoalettborste. Borsten kan förvisso spolas ner, men skulle orsaka problem med bl. a. pumpar i reningssystemet.

Lagstiftning som berör kommunal VA-verksamhet

Lagen om allmänna vattentjänster

Denna lag (2006:412) intar självfallet en särställning i VA-sammanhang, eftersom den är skriven speciellt för att reglera det offentliga ansvaret för VA-försörjning i större sammanhang.

I lagen finns bestämmelser om allmänna VA-anläggningar och vattentjänster (vattenförsörjning och avlopp). Till avlopp räknas inte bara spillvattenavlopp utan också bortledande av dag- och dränvatten från områden med samlad bebyggelse.



Enligt lagen är de allmänna vattentjänsterna en samhällsservice som medborgarna ska kunna kräva att få tillgång till i samlad bebyggelse. Kommunen har ansvar för att anordna VA-försörjning där så krävs av hälsoskyddsskäl men också av hänsyn till skyddet av miljön.

Kommunens skyldigheter och ansvar

Enligt vattentjänstlagen är det kommunen som ska se till att vattenförsörjning och avlopp ordnas genom en allmän VA-anläggning om det behövs. Kommunen behöver dock inte själv äga den allmänna VA-anläggningen. Det går lika bra om anläggningen ägs av t.ex. ett kommunalt bolag eller ett kommunalförbund. Den som äger en allmän VA-anläggning kallas "huvudman" i lagen.

Vissa beslut som rör de allmänna VA-anläggningarna eller vattentjänsterna fattas alltid av kommunen (d.v.s. inte av huvudmannen). Det gäller beslut om verksamhetsområdet, om VA-taxan och om de allmänna bestämmelserna för användandet av den allmänna VA-anläggningen (ABVA). ABVA reglerar mera i detalj frågor som rör användandet av den allmänna VA-anläggningen.

Huvudmannens ansvar

Inom verksamhetsområdet är huvudmannen i princip skyldig att bygga ut den allmänna VA-anläggningen till alla fastigheter som behöver vattentjänster. Det kan också uttryckas så att ägare av fastigheter inom verksamhetsområdet har en användningsrätt till den allmänna anläggningen. Huvudmannen får utföra anläggnings- eller utbyggnadsarbetena i den ordning som följer av huvudmannens utbyggnadsplan.

Den allmänna anläggningen ska uppfylla de krav som ställs med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön. Anläggningen ska också tillgodose skäligen anspråk på säkerhet. Om det uppstår skador t.ex. på anslutna fastigheter på grund av att den allmänna VA-anläggningen inte uppfyller de krav som ställs, kan huvudmannen bli skyldig att ersätta skadan.

Fastighetsägarens ansvar

För vattentjänsterna är fastighetsägaren å sin sida skyldig att betala avgifter (anläggningsavgifter och bruksavgifter) till huvudmannen. En förutsättning för detta är dock att fastighetens behov av vattentjänster inte kan tillgodoses bättre på annat sätt. I vattentjänstlagen finns inga bestämmelser om skyldighet att ansluta fastigheter till den allmänna anläggningen. Den frågan kan istället prövas av miljönämnden enligt miljöbalkens regler.

Fastighetsägarna blir skyldiga att betala VA-avgifter när huvudmannen har ordnat en förbindelsepunkt och informerat fastighetsägaren om förbindelsepunktens läge. Förbindelsepunkten skall normalt ligga i fastighetens omedelbara närhet. Även om fastighetsägaren har rätt att använda den allmänna anläggningen, är huvudmannen inte skyldig att låta en fastighet kopplas till eller vara kopplad till VA-anläggningen innan anläggningsavgiften betalats eller om fastighetens VA-installation har väsentliga brister.

Det är fastighetsägaren som ansvarar för att VA-installationen (d.v.s. ledningar och andra VA-anordningar inom fastigheten som är kopplade till den allmänna anläggningen) uppfyller de krav som ställs. Fastighetsägaren får inte använda den allmänna VA-anläggningen så att avloppet tillförs sådant som kan inverka skadligt på ledningsnätet eller anläggningens funktion eller på annat sätt som kan medföra skada eller olägenhet. Om fastighetsägaren inte betalar sina avgifter eller på annat sätt försummat sina skyldigheter enligt lagen, får huvudmannen stänga av vattnet till fastigheten eller helt koppla bort fastigheten från VA-nätet. För att detta ska få ske krävs dock att försummelsen är väsentlig, att avstängningen inte medför olägenhet för människors hälsa samt att huvudmannen först skriftligen har uppmanat fastighetsägaren att vidta rättelse.

VA-taxa och VA-avgifter

VA-taxa och VA-avgifter behandlas på sidan 32.

Ledningsrättslagen

Ger möjlighet till juridiskt skydd av VA-ledningar med tillhörande VA-system.

Lagar som berör kommunal avloppsvattenrening

Åtskillig lagstiftning berör frågor kring vatten. Nedan finns ett urval lagar som berör avloppsvattenrening samt kompostering.

- Miljöbalken
 - 2 kap. Hänsynsregler om skyddsåtgärder och försiktighetsmått.
 - 5 kap. Reglerar krav på recipientkvalitet och skyldigheter för kommuner och myndigheter att genomföra åtgärder beslutade i åtgärdsprogram, s.k. vattenförvaltning.
 - 9 kap, allmänna bestämmelser om prövningsplikt samt definition av begreppet avloppsvatten.
 - 11 kap, allmänna bestämmelser om tillståndsplikt för vattenverksamhet, exempelvis dammar/våtmarker, som ibland kan förekomma i anslutning till reningsverk för efterpolering.
 - 26 kap, om bl.a. skyldigheten att bedriva egenkontroll av avloppsanläggningen och påverkan på recipient och att lämna miljörapport.
 - 29 kap, om straff för exempelvis den som inte söker tillstånd, lämnar anmälan eller miljörapport eller som bryter mot villkor och vissa egenkontrollregler.
- Förordning om (1998:901) verksamhetsutövers egenkontroll. Särskilda regler om egenkontroll för tillståndspliktiga och anmälningspliktiga reningsverk.
- Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (FMH) (SFS 1998:899) och miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251) om prövningsplikt för avloppsanläggningar.
- Förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Bestämmelser om kvalitet på slam som ska användas i jordbruket. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Förordningen reglerar frågor om recipientkvalitet, arbetsprocesser, åtgärdsprogram och övervakning samt beslutsfattande i svensk vattenförvaltning. Den bygger på EU:s ramdirektiv för vatten.
- Föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, SNFS 1994:7 MS:75 Ändringsföreskrifter SNFS 1998:7, NFS 2004:7, samt föreskrifter (SNFS) 1990:14 om kobntroll av utsläpp till vatten och markrecipient. Dessa föreskrifter gäller rening, utsläpp och kontroll av avloppsvatten från tätbebyggelse.
- Föreskrifter (NFS 2000:15) om genomförande av mätningar och provtagningar i vissa verksamheter. Reglerar sådana krav på mätning och provtagning som inte regleras i föreskrifterna (SNFS 1990:14).
- Föreskrifter (SNFS 1990:11) om kontroll av vatten vid ackrediterade laboratorier m.m. Normalt ska kontroll och analys av prover på utsläpp och recipient utföras vid ackrediterat laboratorium.
- Föreskrifter (NFS 2006:9) om miljörapport.
- Plan- och bygglagen (1987:10) (PBL). Lag som bl.a. reglerar användningen av mark och vatten.

Kompostering

NFS 2003:15 Naturvårdsverkets allmänna råd till 2 kap. 3 § miljöbalken (1998:808) om metoder för yrkesmässig lagring, rötning och kompostering av avfall. Råd om bl.a.

lokalisering av anläggningar samt behandling, lagring, lakvattenbehandling och hygienisering i anläggningar för kompostering och rötning av organiskt avfall.

Lagstiftning från EU

Ramdirektivet för vatten och dess dotterdirektiv väntas innebära starkt ökade kostnader för VA-verken. Om inte VA-verken lyckas i sitt arbete att i tillräcklig utsträckning ta bort oönskade ämnen innan de spolas till avloppsvattnet, kommer VA-verken troligen att behöva investera stora belopp i nya kostnadskrävande reningssteg.

Kemikalielagstiftning

Det är av stor vikt att tidigt påverka och följa lagstiftningsarbetet för kemikalier – både i Sverige och inom EU. Genom ett väl etablerat nätverk finns dock bra möjligheter att få god insyn i pågående lagstiftningsprocesser.

Regeltillämpningar vid avloppsvattenrening

I vilken grad avloppsvattnet ska renas är bestämt i miljötillståndet. Detta beslutas av Miljöprövningsdelegationen på länsstyrelsen. Äldre miljötillstånd kan vara beslutade av Koncessionsnämnden för miljöskydd. För avloppsanläggningar med mindre än 2 000 personer/motsvarande regleras utsläppen av kommunens miljönämnd.

Gräns- och riktvärden

I föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, SNFS 1994:7 MS:75, ställs krav på avloppsvattenreningen. I föreskriften förklaras två viktiga begrepp; gränsvärde och riktvärde. Den här föreskriften samt föreskriften om kontroll av avloppsvatten är under omarbetning. Begreppen gränsvärde och riktvärde får inte längre förekomma. Begreppen lever kvar i gamla tillstånd som fortfarande gäller, medan i framtiden s.k. begränsningsvärden i stället ska tillämpas.

Begreppet begränsningsvärde

Genom några prejudicerande domar 2009 utmönstrade Mark- och miljööverdomstolen begreppen riktvärde och gränsvärde. Framöver ska endast begreppet begränsningsvärde användas. Skälet till utmönstringen var att riktvärdets formulering bedömdes vara oprecis. Kravet på precision måste ställas högt eftersom det är straffbart att överträda ett villkor.

Övergången till enbart begränsningsvärden syftar till att det ska vara enklare att kontrollera villkoret. Begränsningsvärden regleras genom föreskrifter eller villkorskrav. Då måste även utformningen av kontrollen beaktas. Hur tydligt och strängt ett krav blir i praktiken, beror framför allt på hur nivån på begränsningsvärdet och tidsrymden kombineras med kontrollen och utvärderingsmetoden för kontrollresultaten.

Egenkontroll och miljörapport

Verksamhetsutövarens kontroll och miljörapportering utreds i miljöbalken, i föreskrifterna om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (SNFS 1994:7 MS:75) och i provtagningsföreskriften SNFS 1990:14.

5 Transport av avloppsvatten

Avloppssystem

Det avloppsvatten som ska avledas kan vara av följande slag:

- Spillvatten (från hushåll, serviceinrättningar och industrier)
- Dagvatten (ytligt avrinnande regnvatten och smältvatten)
- Dränvatten (från mark runt husgrunder och annan mark som dräneras)

Av dessa uppträder spillvattnet vanligen med en regelbunden dygnsrytm medan dränvattnet i regel kommer relativt jämnt fördelat under dygnet. Dagvatten förekommer däremot endast i samband med nederbörd (vid regn eller snösmältning), men kan då uppträda i avsevärda mängder på kort tid.

Många av de större industrierna i Sverige, exempelvis pappers- och massaindustrierna, är inte anslutna till det kommunala avloppssystemet utan har egna vattentäkt och avloppsreningsverk.

Beroende på hur avledningen är ordnad skiljer man på kombinerat system och separerade system, se Tabell 6.

Tabell 6 Översikt av olika typer av avloppssystem

Systemtyp	Spillvattenavledning	Dagvattenavledning	Dränvattenavledning	Kommentarer
Kombinerat system	Spillvatten avleds i samma ledning som dag- och dränvatten.	Dagvatten avleds i samma ledning som spill- och dränvatten.	Dränvatten avleds i samma ledning som spill- och dagvatten.	Totalt innehåller systemet en ledning. Bräddavlopp är en nödvändig systemfunktion i kombinerade system.
Duplikat-system	Spillvatten avleds i en egen ledning, ev. tillsammans med dränvatten.	Dagvatten avleds i en egen ledning ev. tillsammans med dränvatten.	Dränvatten avleds i första hand tillsammans med dagvatten. I speciella fall kan dränvatten avledas tillsammans med spillvatten.	Totalt innehåller systemet minst två ledningar. Dränvatten kan avledas på olika sätt även inom ett och samma område.
Separat-system	Spillvatten avleds i en egen ledning, ev. tillsammans med dränvatten.	Dagvatten avleds i dike eller LOD-system. ev. tillsammans med dränvatten.	Dränvatten avleds antingen tillsammans med spillvatten eller tillsammans med dagvatten i dike eller egen ledning.	Totalt innehåller systemet en ledning samt ett dike-system ev. inkl. LOD. Dränvatten kan avledas på olika sätt även inom ett och samma område.

Ur Svenskt Vatten P90

Val av ledningssystem

Idag utgörs de befintliga avloppssystemen ofta av kombinerade ledningar i de centrala delarna av städerna medan städernas ytterområden och mindre tätorter har duplikata ledningssystem med en ledning för spillvatten och en ledning för dagvatten. Det har blivit vanligt att alltid överväga möjligheterna till lokal dagvattenhantering och under 1990-talet har det byggts allt fler LOD-anläggningar och avledningssystem direkt till dike. För att rena förorenat trafikdagvatten byggs avsättningsmagasin, dammar, oljeavskiljare och andra reningsanläggningar. De naturgivna förutsättningarna avgör om lokal dagvattenhantering är möjligt.

Kombinerat system

I ett kombinerat system avleds de olika typerna av avloppsvatten i en gemensam ledning. En stor del av de större tätorternas centrala ledningsnät är byggda som kombinerade system. Det kombinerade systemet kan överbelastas vid kraftiga regn och källaröversvämningar kan inträffa. Föroreningarna i dagvattnet är ofta av sådant slag att de inte bör omhändertas i avloppsreningsverk.

Då ledningens kapacitet överskrids måste överskjutande avloppsvattenmängd bräddas, vilket sker via bräddavlopp. Det bräddade avloppsvattnet avleds vanligen direkt till en recipient. Föroreningar av olika slag kan därigenom plötsligt komma ut i vattenområden som används för olika ändamål, t.ex. friluftsbad. Bräddningar på ledningssystemet ska registreras/mätas eller beräknas och rapporteras till myndigheterna. I ett kombinerat system kan bräddvolymerna reduceras om man kompletterar med ett utjämningsmagasin.

Separerade system

I separerade system avleds dagvattnet och spillvattnet åtskilda. Det vanligaste separerade systemet är duplikatsystemet med en spillvattenledning och en dagvattenledning. Dränvatten avleds om möjligt i dagvattenledningen. Ytterligare separering kan ibland förekomma med särskild ledning för exempelvis visst industrispillvatten. När dagvattnet avleds i öppet dike eller till LOD-system och spillvattnet i ledning har systemet vanligen benämnts separatsystem.

Dagvattnet avleds direkt till recipienten, eventuellt via ett reningssteg, medan spillvattnet förs till reningsverket. Detta innebär att dagvattnet inte belastar reningsverket och risken att obehandlat spillvatten når recipienten genom bräddning är liten. Separerade system kräver större utrymme i gatumarken än kombinerade system och duplikatsystem är dyrare än ett kombinerat system. Fördelen är att reningsverket får ta emot enbart spillvatten och kan dimensioneras för en jämnare och lägre tillrinning än om kombinerade ledningar med dagvatten är anslutna till reningsverket. Dessutom är källaröversvämning via spillvattenledningar sällan förekommande.

Lokal dagvattenhantering (LOD)

Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) genom infiltration och perkolation i tomtmark och grönområden har använts under lång tid. Under 1990-talet började våtmarker och dammar anläggas både i nybyggda områden och vid ombyggnad av befintliga bebyggelseområden. Lokal dagvattenhantering innebär att den lokala vattenbalansen bättre upprätthålls, dagvattnet kan synliggöras och bli en estetisk tillgång samtidigt som dagvattnets föroreningsinnehåll minskas.

Perkolation = långsam vattenrörelse genom lager av poröst material

Ledningsnätets kapacitet

Kraven för avledningskapacitet och uppdämning i avloppssystemen har successivt förändrats, vilket inneburit skärpning av kraven på flera punkter. Kraven har också kommit att omfatta även befintliga ledningar.

Spillvattenförande ledningar transporterar alltid mer eller mindre tillskottsvatten. En spillvattenledning får dock inte däckas i samband med regn, snösmältning eller hög grundvattennivå.

Ledningsnätets utformning

Öppna kanaler

Med hänsyn till hälsorisker bör öppna kanaler för transport av spillvattenförande avloppsvatten inte förekomma.

Självfallsledningar

Självfallsledningar dimensioneras för att transportera avloppsvatten delvis fyllda. Utrymmet ovan avloppsvattenytan behövs för ventilation och avluftning av medryckt luft. En självfallsledning läggs normalt i sådan lutning att den blir självrensande.

Ändledningar med små maxflöden, mindre än 2 l/s bör ges en minsta lutning om 6 promille. Allmän del av servisledning bör inte ges mindre lutning än 10 promille.

I bland annat Stockholms och Göteborgs avloppssystem finns bergtunnlar för att överföra avloppsvatten till reningsverken. Dessa tunnlar fungerar med självfall och kan transportera stora mängder avloppsvatten. Tunnlarna innebär möjlighet till utjämning av flödestoppar.

Alternativa avloppssystem – Vakuum och LTA-system

Som alternativ till självfallssystem finns vakuum- och tryckavloppssystem. Vakuumsystemen är framförallt lämpliga i flacka landskap. De har inte fått något större genomslag inom kommunal avloppshantering utan finns enbart i några enstaka mindre orter. Systemet har visat sig kräva noggrann intrimning och har högre driftkostnad än ett konventionellt självfallssystem men lägre anläggningskostnad.

LTA-system (Lätt Tryck Avloppssystem) används som alternativ till traditionell självfallsteknik i villa- och fritidsområden, ofta i utkanten av kommunens verksamhetsområden. Utmärkande för systemen är mindre ledningsdimensioner och enklare ledningsdragning, ofta med grund förläggning och värmekabel eller markisolering som frostskydd. I ett LTA-system installeras pumpenheter i fastigheterna och pumpen kan beroende på utformning klara ett tryck upp till 40 m vattenpelare. LTA-system har lägre anläggningskostnad men högre driftkostnad än ett vanligt självfallssystem.

Drift, ägande och underhåll av ett LTA system bör regleras i avtal mellan huvudmannen och fastighetsägare. Detta eftersom delar av LTA-systemet finns på fastigheten samtidigt som huvudmannen är ansvarig för dess underhåll. Likaså bör det klargöras vem som står för elförsörjning för driften av LTA-pumpen.

De enstaka fastigheter som på grund av fastighetens läge eller husets läge på fastigheten behöver en pump för att nå en självfallsledning, får bekosta den själv.

Tryckledningar och dykarledningar

I de flesta större ledningsnät uppbyggda som självfallssystem är nivåförhållandena sådana att man måste bygga uppsamlade pumpstationer och tryckledningar. Ibland krävs även dykarledningar.

Huvudproblemet med tryckledningarna är långa uppehållstider som leder till avsättningar och svavelvätebildning som kan ge frätskador på efterföljande betongledningar och konstruktioner.

Utjämningsmagasin

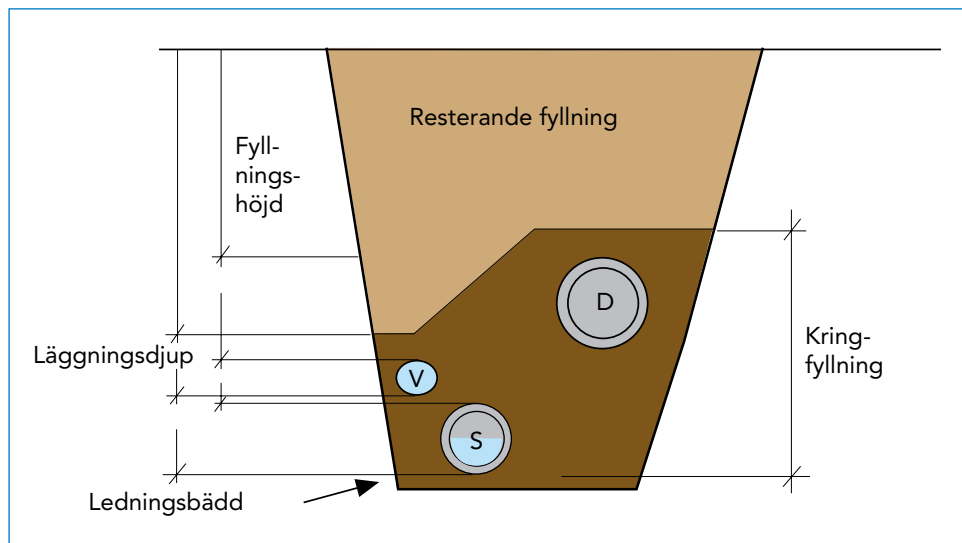
Utjämningsmagasin för spillvatten- och kombinerade system är täckta magasin i plast eller betong, rörmagasin eller bergrumsmagasin. För dagvatten byggs också utfyllda makadam- eller sprängstensfyllda utjämningsmagasin under parkeringsplatser eller gator och öppna magasin i form av dammar och diken. De öppna anläggningarna för dagvatten blir alltmer vanliga. Dessa dagvattenmagasin, s.k. avsättningsmagasin, har ofta även en viss reningsfunktion.

Utjämningsmagasinen för spillvatten och dagvatten kan vara utformade som fördröjningsmagasin och har då som uppgift att enbart utjämna flödestoppar. I infiltrations- och perkolationsmagasin utjämnas dagvattenflödet men det sker även viss reduktion av flödet.

Dykarledning = ledning framdragen försänkt i vattendrag eller framdragen under ett hinder

Ledningsgrav

Utformningen av en ledningsgrav i ett separat system framgår av Figur 13.



D = Dagvattenledning
V = Vattenledning
S = Spillvattenledning

Figur 13 Tvärsnitt genom ledningsgrav

Spillvattenledningen läggs av hygieniska skäl under vattenledningen i ledningsgraven. Genom utläckage av spillvatten blir marken runt och speciellt under en spillvattenledning infekterad med bakterier. Vid arbeten med den ovanför liggande vattenledningen undviks alltså den mest infekterade marken. Dagvattenledningen läggs normalt högst för att minimera kostnaderna då dagvattenledningar ofta har stora dimensioner.

Minsta läggningsdjup bestäms, förutom av servisledningarnas höjdlägen, främst av tjälldjupet. Vattenledningen ska skyddas dels mot frysning, dels mot skador på grund av tjälrörelser och måste således läggas på frostfritt djup.

Servisledning = ledning för t.ex. el, vatten, avlopp eller gas mellan fördelningsnätet och den enskilda brukaren.

Ventilation

Luftmassan ovanför det framströmmande avloppsvattnet i en självfallsledning måste ventileras, eftersom syre förbrukas i långa ledningar och andra gaser bildas t.ex. svavelväte.

Rörmaterial

Den totala längden kommunala avloppsledningar i Sveriges tätorter uppgick år 2000 till cirka 92 000 km varav 32 000 km utgörs av dagvattenledningar. Detta innebär 12 meter avloppsledning per ansluten person. De flesta avloppsledningar byggdes under 60- och 70-talen.

Den procentuella fördelningen år 2000 av olika rörmaterial i kommunernas totala avloppsnät var; betong: 80 %, PVC: 13 %, polyeten: 3 % och övrigt: 4 %.

Betong är det helt dominerade materialet i det befintliga avloppssystemet men under senare år har det lagts mer plaströr än betongrör. Sedan slutet av 90-talet har plaströren i polypropen (PP-rör) dominerat för normala dimensioner, medan det tidigare framförallt lades PVC-rör. För större ledningar, över 800 mm, används framförallt GAP-rör (glasfiberarmerad polyester).

Rören som används ska uppfylla preciserade krav på hållfasthet och täthet. Kraven finns i publikationer från Svenskt Vatten.

Helsvetsade PE-rör används idag för tryckavloppsledningar.

Plaströr har låg vikt, vilket underlättar transport och hantering. Genom att rören hör till typen flexibla rör ställs höga krav på kringfyllningsmaterial och packning av fyllning.

Tabell 7 Plaströr för markförlagda självfallsledningar förekommer av följande huvudtyper och dimensioner

Plastsort	Förkortning	Rördimensioner (mm)
Polyeten	PE	110–1 200
Polyvinylklorid	PVC	110–800
Polyester (armerad)	AP	400–2 000
Polypropylen	PP	110–600

Pumpstationer

Pumpar

Pumpar lämpliga i avloppsvattensammanhang kan ha olika principiella tekniska utformningar. Vid val av pumptyp och pumpstorlek måste man beakta frågor om driftsäkerhet, pumpens driftförhållanden och pumpens påverkan på nedströms belägna anläggningar. För pumpning av avloppsvatten används normalt snäck- och centrifugalpumpar.

Snäckpumpar är lyftande pumpar som i princip består av en skruv liggande i en ränna. De har en begränsad uppföringshöjd men har den stora fördelen att vara tämligen okänsliga för driftstörningar och arbetar kontinuerligt utan stöbelastningar på t.ex. avloppsreningsverket. Snäckpumpar har ett stort kapacitetsområde men kan inte anslutas till tryckledningar.

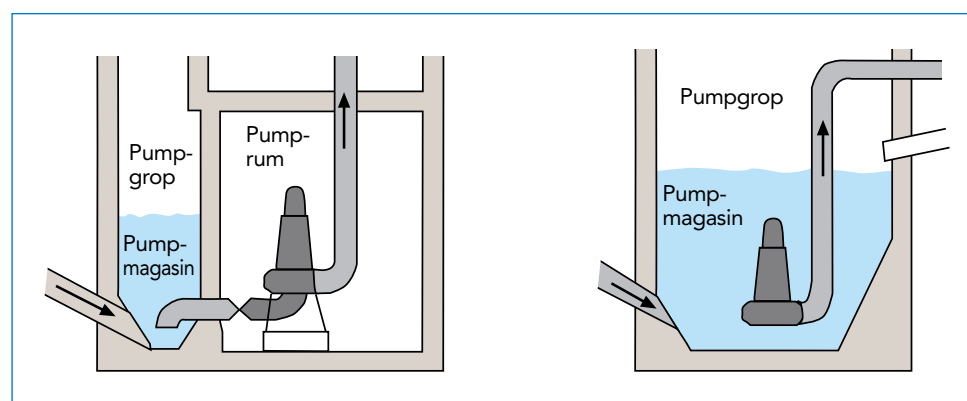
Centrifugalpumpar är tryckande pumpar som åstadkommer höga uppföringshöjder. I vissa fall, för större pumpstationer, kan varvtalsreglerade pumpar vara att föredra eftersom tryckslagen i ledningsnäten minskas och de ger lägre energikostnad. Varvtalsreglerade pumpar medger också ett jämnare flöde.

Mera om pumpar och pumpning finns på www.pumpportalen.se

Tryckslag = Hastiga förändringar i flödet i en ledning som ger upphov till kortvariga kraftiga tryckförändringar.

Pumpstationens utformning

Pumpar kan installeras enligt två huvudprinciper, torr- eller våtuppställning. Vid våtuppställning arbetar pumpen helt eller delvis under vatten. Vid torruppställning är pumpen torrt uppställd på fundament och ansluten till pumpgropen via rörledning. Drifttekniska, säkerhetstekniska och hygieniska aspekter talar för torruppställning – byggnadskostnaden för våtuppställning.



Figur 14 Torr uppställning (vänster) och våt uppställning (höger)

Pumpstationens utformning är beroende av den valda pumptypen, stationens placering och storlek samt geotekniska förhållanden. Spillvattenpumpstationer förses normalt med överbyggnad medan dagvattenpumpstationer i många fall byggs utan överbyggnad. En dagvattenpumpstation kan ofta ha en enkel utformning och bestå av en brunn med dränkbara pumpar och ett elskåp. För att förhindra att obehaglig lukt sprids från spillvattenpumpstationer kan luktreducerande kompostfilter installeras, möjlighet till rensning av tryckledning med renspropp och/eller möjlighet till dosering av luktreducerande tillsatser. Alla pumpstationer ska, för att förhindra uppdämning i ledningsnätet, vara försedda med nödutlopp som träder i funktion vid pumphaveri eller strömbrott. Större spillvattenpumpstationer och dagvattenpumpstationer i känsliga lägen förses med reservpumpar. I stora pumpstationer kan det ibland även vara befogat med reservkraftaggregat.

För att skydda pumparna mot stora föremål, igensättning m.m., förses stora pumpstationer ibland med galler för silning av inkommande vatten. Silningsutrustningen inklusive containerhantering är normalt automatiserad.

Underhåll av ledningsnät

Rensning och inspektion

Avloppsledningar utformas normalt så att avsättningar undviks. Trots detta får man räkna med ett visst underhåll i form av rensningar. Rensning utförs vanligen genom högtrycksspolning.

Mindre avloppsledningar kan rensas mekaniskt. För grövre ledningar och kulvertar kan rensningsarbetet utföras med specialkonstruerade släpskrapverktyg. För tryckledningar används t.ex. cylinderformad flexibel rensplugg.

Ledningarna kan inspekteras invändigt med en kamera som dras genom ledningen s.k. TV-inspektion. Genom TV-inspektionen kan befintliga avloppsledningars kondition och funktion bedömas. Sprickor, rörbrott, avlagringar, inläckage med mera kan lokaliseras. Denna information är ovärderlig för planering av erforderliga åtgärder och upprättande av åtgärdsprogram för ledningsnätet s.k. förnyelseplaner. TV-inspektion används även vid besiktning av nyanlagda avloppsledningar för att kontrollera utfört arbete.

Sanering/förnyelse av ledningssystemen

För att upprätthålla VA-ledningssystemets funktion och kondition bör förnyelseplaner för fortlöpande insatser i ledningsnäten utarbetas. I en förnyelseplan anges vilka åtgärder som behövs i både vatten- och avloppssystemen.

Merparten av kommunerna har numera en fortlöpande förnyelseplanering och budgetmedel avsatta för förnyelse av ledningsnätet. Ledningsförnyelse kan innebära att en befintlig ledning ersätts med en ny (omläggning) eller att en gammal ledning åtgärdas utan uppgrävning s.k. schaktfritt ledningsbyggande.

Arbetsmiljö

Frågor kring arbetsmiljö och arbetarskydd är en så omfattande materia att det utelämnas i denna bok. För mer detaljer om arbetarskydd hänvisas i stället till litteratur och information från Svenskt Vatten. Vidare finns mera information om arbetsmiljöfrågor också på www.arbetsmiljoVA.se

6 Översikt reningsmetoder

Enligt miljöbalken och Lagen om allmänna vattentjänster är kommunerna skyldiga att samla upp och rena avloppsvatten från tätorter, så att vattnet kan släppas ut utan olägenheter. Kommunerna ska också se till att driften av hela avloppsanläggningen (inklusive slambehandling och ledningsnät) sker på sådant sätt att skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön förebyggs, hindras eller motverkas. Liksom i all yrkesmässig verksamhet ska bästa möjliga teknik användas. I den lagstadgade skyldigheten ingår också att hushålla med råvaror och energi samt att se till att slammets kvalitet blir så bra att det kan hanteras utan att skapa olägenheter för hälsa eller miljö.

På 70-talet kunde ett typiskt reningsverk ha följande uppbyggnad: det första steget bestod av mekanisk rening, det andra steget av biologisk rening och det tredje steget av kemisk rening. Sedan dess har reningen utvecklats ytterligare. Många verk har fått krav på avskiljning av kväve och verken har anpassats till olika lokala förhållande. Det gör att det idag finns en mångfald av olika tekniska lösningar. Begrepp som första, andra och tredje stegets rening som man kan finna i en del böcker är därför numera svårare att använda.

Det bör betonas att detta avsnitt är en översikt.

Mekanisk rening

Reningen börjar alltid med någon form av mekanisk rening. Den mekaniska reningen består av två delar; *grovreningen*, som alltid finns, och *försedimenteringen*, som finns i de allra flesta verk. Grovreningen består först av ett galler eller en sil; ibland finns både galler och sil. Syftet är att avskilja fasta föremål såsom trasor, bindor och annat skräp som egentligen aldrig skulle ha spolats ned i avloppet.

Nästa steg i grovreningen är *sandfångaet*. Det finns alltid mer eller mindre sand i avloppsvattnet. Sanden ger slitage på mekanisk utrustning och den kan ge avsättningar i transportkanaler och i bassänger. I sandfångaet vill man avskilja sand samtidigt som luftningen skall förhindra att partiklar med huvudsakligen organiskt innehåll avskiljs.

Efter grovreningen följer *försedimenteringen*. Syftet med försedimenteringen är att avlägsna avsättbara partiklar och flytande material som fett. Detta minskar belastningen på efterföljande reningssteg och framför allt minskar en effektiv försedimentering driftproblemen i efterföljande steg. När avloppsvattnet sakta strömmar genom försedimenteringsbassängen sjunker partiklar med högre densitet än vatten till botten, och material med lägre densitet samlas på ytan. I bassängen finns skrapanordningar som samlar det avsatta materialet, slammet, till en fördjupning, en slamficka, i bassängen. Från slamfickan pumpas slammet till slambehandlingen. Detta slam kallas primärslam eller mekaniskt slam. Det material som samlas på ytan kallas flytslam. Det skrapas också samman för borttransport eller vidare behandling.

Vid försedimentering kan i det närmaste 100 % av det avsättbara materialet avskiljas. Många partiklar har dock så låg sjunkhastighet att de inte hinner sjunka till botten. Avskiljningen av partiklar (suspenderad substans) blir därför inte större än ca 60–70 %. Det organiska materialet i avloppsvattnet finns till stor del i löst form eller som mycket små (kolloidala) partiklar. Avskiljningen av organiskt material, vilket mäts som BOD eller COD, blir därför inte större än ca 30 %. Näringsämnena finns nästan helt i löst och i kolloidal form och avskiljningen av fosfor och kväve blir därför oftast bara 10–15 %.

Densitet = täthet, kg/m³

Biologisk rening

Principer

Biologisk rening har använts sedan länge för att avskilja organiskt material från avloppsvatten. Det används nu också för att avskilja kväve och kan användas för att avskilja fosfor genom s.k. biologisk fosforavskiljning eller bio-P.

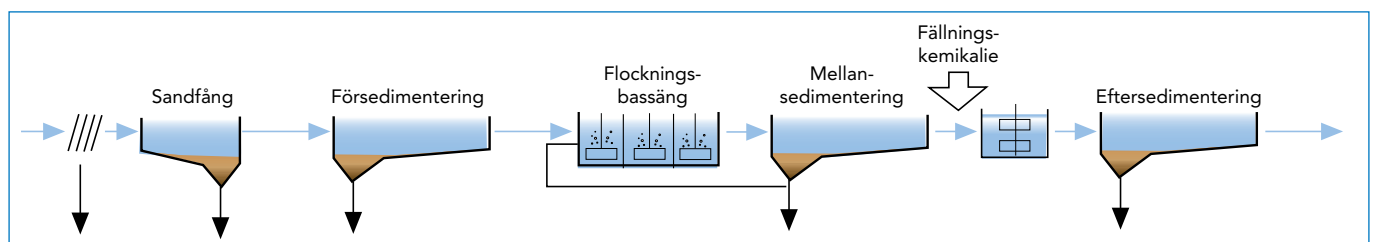
Biologisk reningen sker med hjälp av bakterier. Bakterierna fungerar som andra levande organismer. De skaffar sig energi genom att oxidera organiskt material. För oxidationen behövs ett oxidationsmedel, t.ex. syre eller nitrat. Energin kan organismen använda till rörelseenergi, till att upprätthålla värmen och till att från organiskt material bilda nya celler (växa). Bakterierna använder praktiskt taget all energi de får genom oxidation av organiskt material med syre eller nitrat till att bilda nya celler. Det organiska materialet i avloppsvattnet är för bakterierna således både en energikälla och byggmaterial för nya celler.

Oxidera = i detta sammanhang detsamma som att förbränna

Rening med aktivt slam

Avskiljning av organiskt material

Biologisk rening med bakterier suspenderade i vattnet kallas *aktivslammetoden*. Vid rening med aktivslammetoden blandas vanligtvis det försedimenterade vattnet med en bakteriekultur. Det är denna bakteriekultur som kallas aktivt slam. Blandningen luftas därefter under några timmar i en luftningsbassäng varefter blandningen går in i en sedimenteringsbassäng. Luftningen är nödvändig för att bakterierna ska få det syre de behöver för sin "andning". Luftningen fungerar dessutom som omrörning.



Figur 15a Standardavloppsreningsverk med aktivslambassäng för biologisk rening

I sedimenteringsbassängen sjunker det aktiva slammet till botten och det biologiskt renade vattnet dras av (dekanteras) från ytan. Det aktiva slammet på bassängbotten skrapas ihop till en slamficka och pumpas tillbaka till luftningsbassängens inlopp för att på nytt blandas med avloppsvatten. Eftersom bakteriekulturen pumpas i retur kallas detta flöde för *returslam*. Bakteriekulturen växer men koncentrationen av bakterier får inte bli för stor. Därför leder man bort den del av returslammet som utgör tillväxten, det s.k. *överskottsslammet*. Överskottsslammet leds till slambehandlingen.

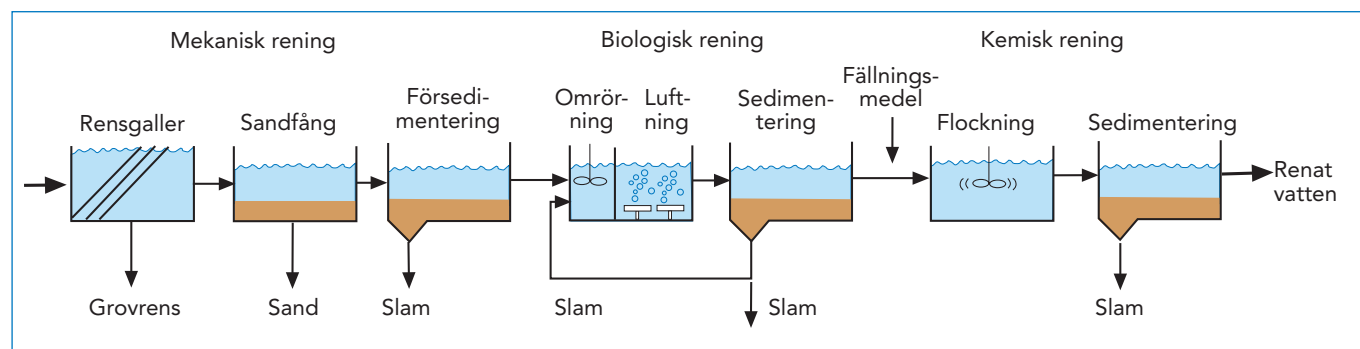
Vid rening med aktivt slam kan man, om luftningstiden är ca 3 timmar eller längre, avskilja mer än 90 % av det organiska materialet, mätt som BOD₇. Koncentrationen av BOD₇ i det renade vattnet kan i en väl fungerande anläggning hållas under 10 mg O₂/l. Koncentrationen av suspenderad substans kan hållas under 15–20 mg/l.

För att växa behöver bakterierna kväve, fosfor och andra näringsämnen. Dessa tas upp från avloppsvattnet. Både kväve och fosfor finns normalt i stort överskott i avloppsvattnet varför 25–40 % avskiljs om inga särskilda åtgärder vidtas.

Kväveavskiljning

Kvävet i avloppsvattnet föreligger som ammoniumkväve. Nitrifikationsbakterier har förmågan att utvinna energi genom att oxidera ammoniumkväve till nitritkväve och vidare till nitratkväve. Detta kan äga rum under syrerika förhållanden. Nitrifikationsbak-

terierna växer långsamt och denna process sker därför bara i lågt belastade anläggningar. Kvävet i ett biologiskt renat avloppsvatten finns således i form av ammoniumkväve vid högt belastade anläggningar och i form av nitratkväve i lågt belastade anläggningar.



Figur 15b Konventionellt trestegs reningsverk med tillbyggd kväverening

Många bakterier kan använda andra oxidationsmedel än syre. Ett oxidationsmedel som många bakterier kan utnyttja är nitrat. När syre används som oxidationsmedel bildas vatten, när nitrat används omvandlas detta till kvävgas. Detta kallas denitrifikation. Bakterierna föredrar emellertid syre varför det är nödvändigt med syrefria förhållanden om man skall få någon denitrifikation.

Vid kväveavskiljning delar man upp "luftningsbassängen" i en icke-luftad och en luftad del. Om uppehållstiden för bakterierna i den luftade delen (den syrerika delen) är tillräckligt lång, omvandlas kvävet i avloppsvattnet till nitrat. Om man sedan ordnar en återpumpning av nitrathaltigt vatten från den luftade delen till den icke-luftade (den syrefria delen), kan man i denna omvandla nitratkvävet till kvävgas och på detta sätt få en avskiljning av kväve. Se Figur 15b. Vilken kväveavskiljning som kan uppnås beror på flera faktorer, bl.a. på hur stor recirkulationen är och på tillgången av lätt nedbrytbart organiskt material i det avloppsvatten som går in i den icke luftade bassängen. Vid lågt innehåll av lätt nedbrytbart organiskt material förekommer det att man doserar sådant, t.ex. i form av metanol eller etanol till den icke luftade bassängen, man säger att man tillsätter "kolkälla". Avskiljningsgrader på 80 % och halter av totalkväve i det renade vattnet ned mot ca 5 mg/l kan på detta sätt uppnås. Kraven är vanligen 10 eller 15 mg/l i det renade vattnet.

Mera om kväveavskiljning finns i kapitel 13.

Biologisk avskiljning av fosfor

Om man som första steg vid rening med aktivt slam har en bassäng som är fri från syre och fri från nitrater kan man i det aktiva slammet få högt innehåll av en speciell typ av bakterier. Dessa bakterier kan sedan i den luftade delen ta upp mycket fosfor. Under gynnsamma förhållanden kan man nå lika eller nästan lika god fosforavskiljning som med kemisk fällning, se nedan under Kemisk rening. Biologisk fosforavskiljning är emellertid svårbemästrad och används ännu så länge i få avloppsverk.

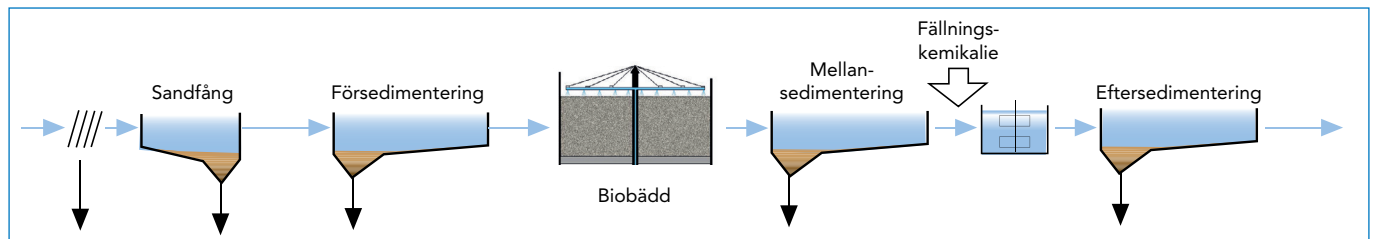
Mera om biologiskt fosforavskiljning finns i kapitel 14.

Biologisk rening med biofilm

Bakterier växer på alla ytor i vatten, om det finns tillgång på organiskt material och oxidationsmedel. Om man ordnar stora ytor kan man få så många bakterier att man får en effektiv biologisk rening. Ytorna kan man få på olika sätt.

En biologisk bädd är en siloliknande konstruktion, oftast mellan 3 och 8 meter hög, som är fylld med sten eller plastmaterial. Med plastmaterial kan man få ytor på över

100 m² per m³ biologisk bädd. Inkommande avloppsvatten pumpas upp på toppen och strillas över bädden och luft blåses genom bädden med fläktar eller genom naturlig skorstenseffekt.



Figur 15c Standardavloppsreningsverk med biobädd för biologisk rening

I biorotorer sitter materialet på skivor med en sakta roterande axel så att materialet där bakterierna växer ömsom är nere i avloppsvattnet ömsom uppe i luften.

I system med rörligt bärmaterial växer bakterierna på ett plastmaterial som har en densitet nära vattnets egen densitet och som därför svävar i bassängen. Bassängen är luftad eller omrörd. I utloppet från bassängen finns silar så att plastmaterialet hålls kvar i bassängen.

Biofilmprocesser kan effektivt avskilja organiskt material. Om belastning är låg kan också nitrifikationsbakterier växa i biofilmen. I biofilmprocesser baserade på suspenderat bärmaterial kan man också omvandla nitraterna till kvävgas på liknande sätt som i aktivslamprocessen.

Kemisk rening

Järnsalter och aluminiumsalter bildar svårslösliga föreningar med fosfor. Även bränd eller släckt kalk kan bilda svårslösliga föreningar med fosfor. Tillsättning av kemikalier till avloppsvatten i syfte att bilda svårslösliga fosforföreningar som kan avskiljas, kallas kemisk rening eller kemisk fällning.

Efterbehandling

I en del fall ställs mycket stränga krav på det renade avloppsvattnets kvalitet, t.ex. ett gränsvärde på 0,3 mg P/l för totalfosfor. Ett sätt att säkra att man når så goda resultat är att filtrera det renade vattnet. Man kan härigenom nå ett i det närmaste partikelfritt vatten med totalfosforhalter på 0,1–0,2 mg/l. Vid filtreringen kan man i någon mån också minska innehållet av organiskt material. Vid en del verk kombinerar man kemisk fällning med filtrering och det finns också filter utformade så att man kan kombinera biologisk behandling med filtrering.

En enkel och ofta effektiv form av efterbehandling är att låta det renade vattnet passera en eller flera dammar. I dammarna sker det en ytterligare sedimentering och den biologiska aktiviteten i dammarna kan under den ljusa årstiden också ge en ytterligare biologisk behandling.

Desinfektion av avloppsvatten

Vid reningsverken sker en stor del av reningen med hjälp av bakterier. De bakterier som finns i aktivt slam och i biofilmer är normalt inget hälsoproblem om man iakttar god hygien. I inkommande avloppsvatten finns tarmbakterier och även sjukdomsalstrande bakterier. Vid ett modernt reningsverk avskiljs en del av dessa bakterier effektivt.

Upp till 95–99 % minskning har kunnat mätas upp. Halten bakterier är dock fortfarande hög i det renade vattnet. Desinficeringen används normalt inte i Sverige, men beredskap bör finnas.

Avskiljning av miljöfarliga ämnen

I avloppsvatten finns låga koncentrationer av tungmetaller och olika organiska miljöfarliga ämnen. Tungmetallerna och de miljöfarliga organiska ämnena är i stor utsträckning bundna till partiklarna i avloppsvattnet. De avskiljs därför oftast effektivt och återfinns till stor del i slammet.

Läkemedel utsöndras i mer eller mindre omvandlad form med urin. De är således vattenlösliga och binds i mindre utsträckning till partiklar och avskiljs därför i mindre grad vid reningen. Kunskaperna på detta område är ännu bristfälliga, men ett utvecklingsarbete pågår för att hitta metoder att avskilja läkemedelsrester.

Slambehandling

Slam, slamhantering och användning av slam behandlas utförligare i kapitel 16 och 17.

Vid den biologiska reningen bryts en del av det organiska materialet ned till koldioxid och vatten. Det är dock i första hand det lätt nedbrytbara materialet som bryts ned. Huvuddelen av det som avskiljs vid reningen finns kvar i form av slam. Volymen slam som pumpas ut från sedimenteringsbassängerna till slambehandlingen är 1–3 % av den behandlade avloppsvattenvolymen. Det är dock fortfarande en stor volym. Slammet innehåller organiskt material som lätt kommer i okontrollerad nedbrytning och kan då lukta mycket illa. Slammet innehåller även virus, bakterier och parasiter samt tungmetaller och olika organiska ämnen från t.ex. hushållskemikalier.

För att minska volymen är det vanligt att först förtjocka slammet. En förtjockare är i princip en sedimenteringsbassäng med lång uppehållstid. Det förtjockade slammet består till 3–6 % av torrsubstans. Resten är vatten.

För att minska luktproblemen stabiliseras slammet. Stabilisering innebär att man under kontrollerade betingelser ordnar en långtgående biologisk nedbrytning av det organiska materialet i slammet. Vid stora och medelstora reningsverk sker stabiliseringen vanligen genom rötning. Det nedbrytbara organiska materialet omvandlas i rötkammaren till koldioxid och metan. Blandningen av koldioxid och metan kallas biogas.

Vill man minska slammängden ytterligare kan slammet torkas. Det finns en mängd olika system för slamtorkning. Den maximala minskningen i slammängd erhålls genom förbränning. Förbränning kan ske genom en separat slamförbränning eller genom samförbränning med andra bränslen t.ex. fast avfall.

Vid en del verk pumpas slammet utan föregående avvattning ut på s.k. vassbäddar. I dessa avvattnas slammet genom dränering och genom avdunstning. De vassplantor som finns i bäddarna påskyndar avdunstningen väsentligt. Genom den långa uppehållstiden, normalt flera år, erhålls också en stabilisering.

Stabiliseringen minskar slammets innehåll av bakterier och andra sjukdomsalstrare. Slammet är dock fortfarande ett ohygieniskt material och måste hanteras med detta i minnet. Hygienisering innebär en långtgående minskning av slammets innehåll av sjukdomsalstrare, dock inte en sterilisering. En vanlig form för hygienisering i en del länder är pastörisering.

7 Grovrening

Inledning

Inledande behandling i ett reningsverk benämns grovrening. Här avskiljs partiklar och grövre föroreningar i avloppsvattnet. Reningen i dessa behandlingssteg sker med fysikaliska metoder och för att tydligare beskriva den inledande reningen används begreppet grovrening i stället för mekanisk rening. De material som finns i ett inkommande vatten i form av grova partiklar (trasor, träbitar mm) och tunga partiklar (sand, kafesump mm) skall avskiljas i grovreningen. Grovreningen består av galler, silar och sandfång. Galler och silar används för att avskilja trasor o.d. I sandfång avskiljs tunga partiklar som sand och grus. Grovreningens huvudsyfte är att skydda nedströms liggande reningsdelar från onödiga haverier och slitage.

Reningsprincip

Syftet med grovreningen är att avskilja trasor, sand och annat material som kan störa funktionen av efterföljande behandlingssteg. Avskiljningen i galler och silar bygger på silning.

Silar används inte bara för grovrening. Man använder silar för att hålla kvar suspenderat bärmaterial vid en del former av biologisk rening och silar med en maskvidd på under 100 µm kan användas i stället för filter för slutbehandling av renat avloppsvatten. Sådana silar brukar kallas mikrosilar.

Galler och silar

Galler och silar indelas i olika typer och det saknas en enhetlig terminologi. Här används följande beteckningar:

Vrakkaller

Vrakkaller har stor spaltvidd och tjänar som säkerhetsgaller och som skydd för efterföljande utrustning. Vrakgallren är normalt handrensade.

Grovgaller

Grovgaller består av ett antal stående parallella stålstavar infästa i en ramkonstruktion som är placerad i avloppsvattenkanalen, se Figur 16. Gallret lutar ofta 60–70 grader relativt horisontalplanet. Avloppsvattenkanaler försöker man dimensionera så att vattenhastigheten är minst 0,6 m/s för att förhindra avsättningar. Samtidigt vill man undvika högre hastigheter än 1 m/s för att inte trasor skall ryckas med genom gallret.

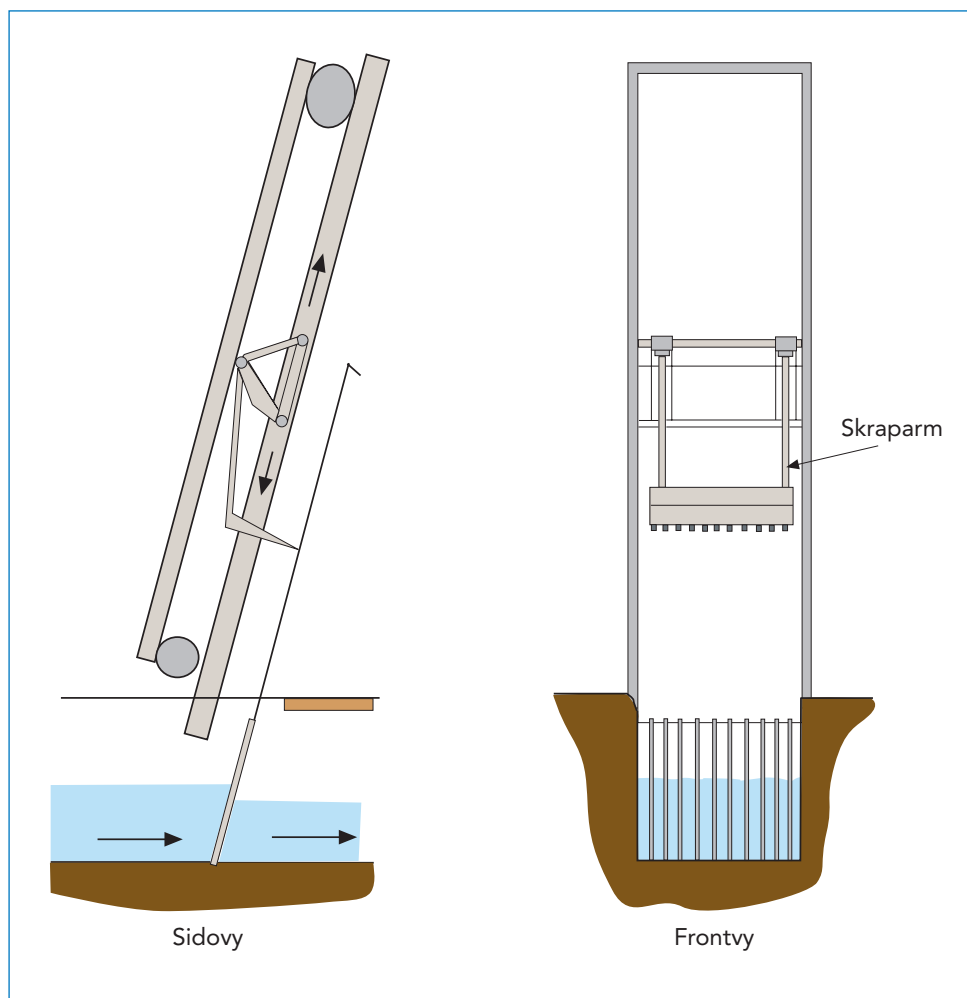
Grovgaller är numera alltid maskinrensade. Rensningen sker genom att en krattliknande skrapanordning sänks ned i kanalen.

Fingaller

Spaltvidden på fingaller är 1–6 mm. Fingaller finns av olika konstruktioner.

På flera fingallerkonstruktioner byggs det upp en matta av trasor som ytterligare förbättrar avskiljningen. Detta har dock nackdelen att även annat material avskiljs, t.ex. fekalierester. Det är därför vanligt att anordna någon form av tvättning av rensgodset under transporten upp ur kanalen.

Ett exempel på ett fingaller är det s.k. steggallret (Figur 17). Denna gallerkonstruktion består av två ”paket” med ”stavar”. Stavarna har en trappformad profil. Det ena pake-



Figur 16 Maskinrensade galler

tet är stationärt och det andra rör sig i en cirkelrörelse samtidigt som det hela tiden är parallellt med det stationära. På detta sätt förs det material som fastnar på gallret upp ur kanalen ”trappsteg för trappsteg”.

Silar

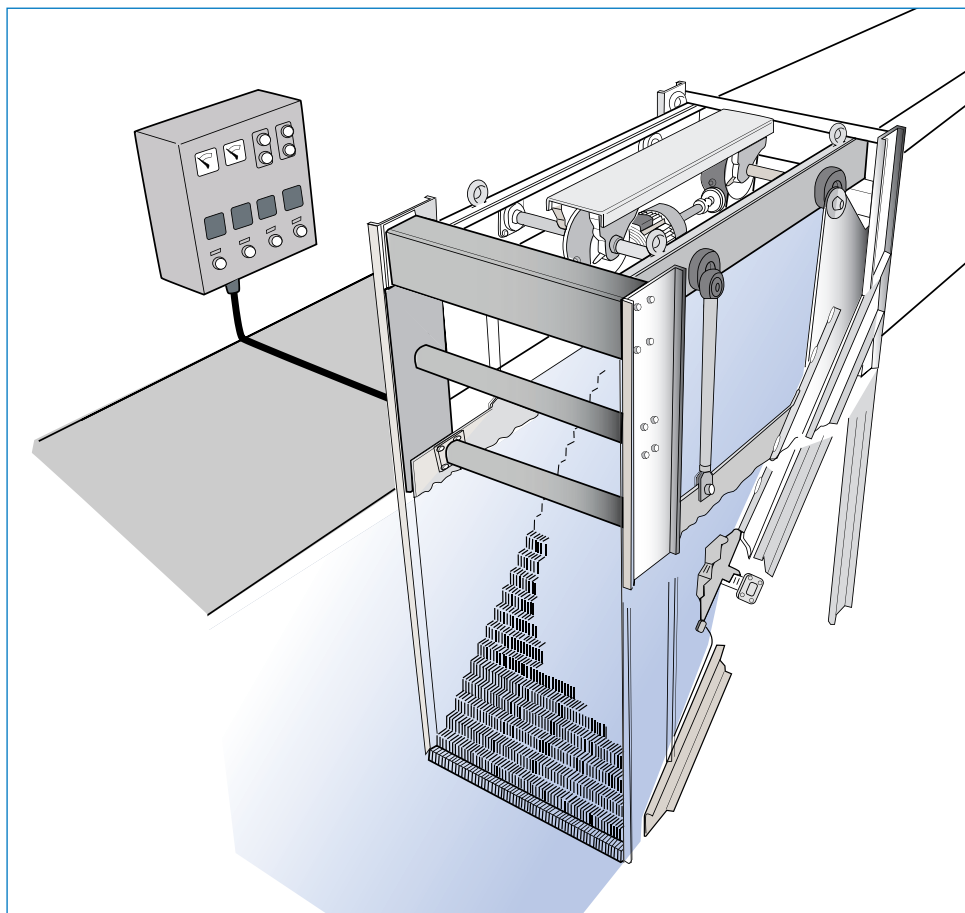
Ett alternativ till fingaller kan vara en trumsil, se Figur 18. Silen består vanligtvis av en sakta roterande trumma. Avloppsvattnet passerar genom silhålen och rensodset stannar kvar. Med en transportanordning matas rensodset bort. Överbelastas trumman kan vattennivån i trumman stiga och vattnet följa med rensodset. En trumsil är därför försedd med en bräddanordning.

Mikrosilar

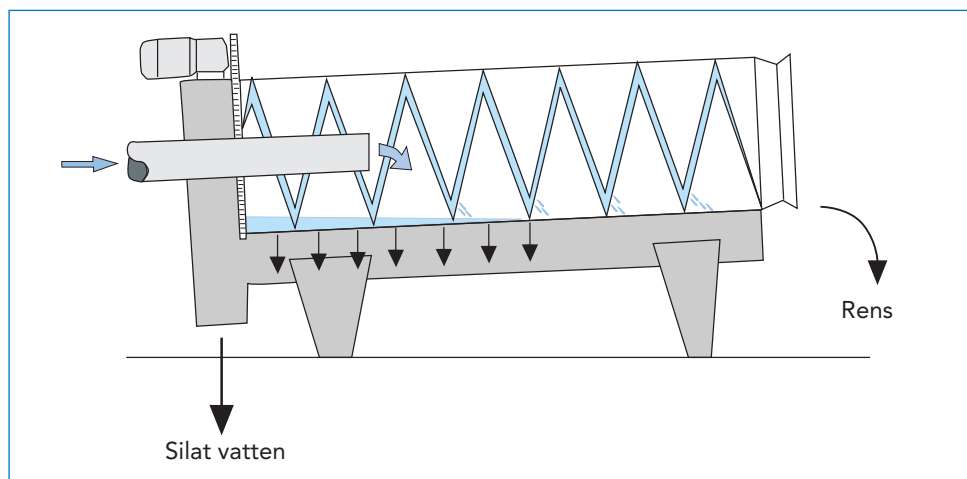
Mikrosilar används för slutavskiljning av suspenderad substans och beskrivs på annan plats.

Dimensionering

Det man bör hålla i minnet är att det inte är flödet som är dimensionerande, utan den mängd trasor och liknande material, som tillförs per tidsenhet. Galler och silar för inkommande vatten skall kunna hantera max tillrinning till reningsverket.



Figur 17 Steggaller



Figur 18 Invändigt matad roterande trumsil

Rensgodshantering

Mängden rensods som måste transporteras bort beror till stor del på dess vattenhalt. Ett enkelt sätt att minska vattenhalten något är att ha dränerade uppsamlingsbehållare. Större minskning av vattenhalten erhålls med en rensodspress. En låg vattenhalt minskar transportkostnaderna och kostnaderna för det slutliga omhändertagandet.

Rensgodset innehåller alltid mer eller mindre slam. Rensgodset är därför ohygieniskt och luktar illa. Att ha en rensodstvätt minskar dessa problem och underlättar den

fortsatta hanteringen. Lukten kan också bekämpas genom att kalka i rensodscontainern.

Sandfång

Avloppsvatten innehåller alltid större eller mindre mängder sand. När man har kombinerade system kommer sand ned från gatorna. Sand tillförs också genom otäta rörskarvar och från rengöring och tvätt i hemmen etc. Sand orsakar slitage på mekanisk utrustning och ackumuleras på botten av kanaler och bassänger. Sandfång placeras därför tidigt i behandlingskedjan, normalt efter grovgaller.

I sandfånget vill man avskilja sand, men inte partiklar av organisk karaktär – dessa bör avskiljas i försedimenteringen. Tillrinningen till ett avloppsreningsverk varierar. Om man dimensionerar ett sandfång för sedimentering av det mesta av sanden vid normal tillrinning kommer avskiljningen att bli dålig vid hög tillrinning. Dimensionerar man för sedimentering av det mesta av sanden vid hög tillrinning så kommer inte bara sand utan även organiskt material (slam) att avskiljas vid normal och låg tillrinning. Ett sätt att undgå dessa olägenheter är att låta sanden sedimentera i ett luftat sandfång. Ett luftat sandfång är i princip en kanal där luft blåses in längs kanalens ena sida. Vattnet som strömmar genom kanalen får då en roterande rörelse. Denna rörelse bestäms av luftflödet och inte av tillrinningen. Material med lägre densitet än sand hålls då svävande, medan det mesta av sanden kan sedimentera.

Sandhantering

Även om sandfånget är väldimensionerat och välskött, avsätts annat material än sand. Kaffesump och annat organiskt material sedimenterar tillsammans med sanden. Upppumpad sand luktar därför ofta illa. Sandfånget kombineras därför ofta med en sandtvätt. Om sanden är väl tvättad kan det finnas möjligheter använda den t.ex. som täckning på deponier.

Dimensionering

Sandfång bör dimensioneras så att en god avskiljning erhålls också vid hög tillrinning. Ytbelastningen bör vara mindre än 50 m/h vid maximal tillrinning. Det bör finnas möjlighet att reglera luftflödet till sandfånget. Begreppet ytbelastning behandlas på annan plats.

Drift

Driftparametrar

Galler och silar

För galler och silar saknas praktiskt användbara driftparametrar.

Sandfång

De driftparametrar som är relevanta för sandfång är desamma som för försedimentering d.v.s. ytbelastning och uppehållstid. Om ytbelastningen är större än ca 50 m/h är förutsättningarna för god sandavskiljning dåliga.

Normaldrift

Galler och silar

Galler och silar underhålls enligt leverantörens anvisningar. Utrustningens funktion skall kontrolleras alla arbetsdagar. Rensgodsets utseende besiktigas okulärt. Vad man iakttar kan ge information om onormala utsläpp och kanske även indikationer om

varifrån det kommer. Man skall vara observant på att de största rensgodsmängderna tillförs reningsverket vid hög tillrinning. Rensgodset vägs och TS-bestäms. Borttransporterad mängd rensods journalförs.

Sandfång

Sandfångets mekaniska utrustning skall underhållas enligt leverantörens anvisningar. Utrustningens funktion skall kontrolleras alla arbetsdagar. Utrustningen för uttag av sand bör arbeta intermittent för att minska slitage och det är onödigt att pumpa upp vatten utan sand. Å andra sidan måste uttag ske så pass ofta att sand inte ackumuleras i sandfånget. Hur ofta pumpar och eventuella skrapor behöver startas får den praktiska erfarenheten avgöra.

Intermittent = förlopp som äger rum med återkommande avbrott.

Driftkontroll

Man kan uppskatta förhållandet mellan sand och organiskt material i den avsatta sanden genom att mäta hur stor del av torrsubstansen som finns kvar efter glödning. Denna analys är av diskutabelt värde då erfarenheterna visar att en viss andel organiskt material i avskild sand är oundvikligt.

Ett sätt att kontrollera funktionen är att undersöka slammet från försedimenteringen. Primärslammet kan torkas och glödgas och därefter siktas. Man skall då inte finna några sandkorn på sikten. I praktiken hinner man oftast inte med dessa undersökningar utan bristande funktion hos sandfånget avslöjar sig i form av driftstörningar i andra anläggningsdelar t.ex. i form av avsättningar i rötkammare eller onormalt slitage på centrifuger

Den mängd sand som borttransporteras skall journalföras. Bäst är om sanden kan vägas.

8 Sedimentering

Sedimentering finns normalt efter varje reningssteg i ett avloppsreningsverk.

Sedimenteringsbassänger som ligger efter grovrening men före annan behandling benämns försedimenteringsbassänger. Bassänger som ligger sist i behandlingen benämns slutsedimenteringsbassänger. De kallas slutsedimenteringsbassänger även om de skulle följas av filtrering. Bassänger efter ett behandlingssteg, som följs av ytterligare ett behandlingssteg med sedimentering, benämns mellansedimentering.

Reningsprincip

Syfte med olika typer av sedimentering

Sedimentering används för att avskilja partiklar med högre densitet än vatten. Vid försedimentering, d.v.s. sedimentering efter grovrening, men före någon ytterligare behandling, är syftet dels att avlägsna material som kan störa den efterföljande behandlingen, dels att minska belastningen på denna. Vid hög tillrinning måste man vid många verk brädda. Bräddningen sker då ofta efter försedimenteringen och kvaliteten på det försedimenterade vattnet har då också betydelse för belastningen på recipienten. När sedimentering är sista steget i behandlingskedjan, är syftet att säkerställa kvaliteten på det vatten som når recipienten. Vid sedimentering av aktivt slam har sedimenteringen två syften; förutom att avskilja partiklar från det behandlade vattnet skall sedimenteringsbassängen koncentrera det avskilda aktiva slammet, så att det kan pumpas i retur till aktivtslambassängen.

Teori

En partikels sjunkhastighet – Stokes lag

En partikels sjunkhastighet i vatten kan beräknas med Stokes lag. Stokes lag gäller runda partiklar som sjunker sakta. (För sand gäller den för partiklar mindre än ca 0,2 mm). Formeln är därför sällan praktiskt användbar men den visar vilka faktorer som har betydelse för sjunkhastigheten.

Stokes lag säger att sjunkhastigheten är proportionell mot densitetskillnaden mellan partikeln och vattnet. Det är således stor skillnad i sjunkhastighet på ett sandkorn (sand har en densitet på 2 650 kg/m³) och en biologisk flock som kan ha en densitet på ca 1 010 kg/m³. Stokes lag säger också att sjunkhastigheten beror av kvadraten på partikelstorleken. En partikel på 0,2 mm sjunker därför ca 4 ggr så fort som en partikel på 0,1 mm. Kan man skapa större partiklar är detta således gynnsamt. Slutligen säger formeln att sjunkhastigheten är omvänt proportionell mot viskositeten. Viskositeten ökar när temperaturen sjunker.

Tabell 8 Sjunkhastighet hos olika typer av partiklar

	Sandkorn 0,2 mm	Sandkorn 0,01 mm	Partiklar i inkommande avloppsvatten	Bioslamflock	Kemslamflock
Sjunkhastighet m/h	>50	20–30	10–20	2–5	2–5

Ytbelastning

Begreppet ytbelastning infördes för mer än 100 år sedan. Man antar att vattnet som kommer in i en sedimenteringsbassäng fördelas jämnt över hela dess tvärsnitt och se-

dan strömmar med samma hastighet i hela tvärsnittet till bassängens utloppsände, där det tas ut jämnt över hela tvärsnittet. Om man antar att en partikel har en viss sjunkhastighet och kommer in överst i bassängen, så skall den för att kunna avskiljas ha hunnit sjunka ned till bassängbotten innan vattnet når utloppsändan.

Alla partiklar med högre sjunkhastighet kommer att avskiljas, liksom också en del partiklar med lägre sjunkhastighet vilka vid inloppet befinner sig under ytan.

Förhållandet mellan flöde och bassängyta (Q/A) kallas ytbelastning.

Ytbelastning = $\frac{Q}{A}$ och har enheten m/h.

Där Q betecknar flöde och A betecknar bassängyta. Ytbelastning anges i enheten m/h.

Ytbelastningsteorin gäller även för bassänger med vertikal strömning.

I praktiken avviker sedimenteringsförloppet från ytbelastningsteorin, som förutsätter laminär och stabil strömning. Störningar av olika slag uppstår i sedimenteringsbassängerna, t.ex. skiktad strömning, returströmmar, virvelbildning vid inloppet etc. I allmänhet erhålls inte mer än cirka 60 % sedimenteringseffekt jämfört med den teoretiska. Detta innebär att bassängerna måste vara dimensionerade för en lägre ytbelastning än den som motsvarar partiklarnas sjunkhastighet.

Enligt ytbelastningsteorin spelar inte bassängernas djup någon roll för avsättning. Det har dock visat sig att grunda bassänger ger sämre avskiljning än djupa. Det beror bl.a. på att det redan avsatta materialet kan eroderas av bottenströmmarna och lämna bassängerna med utgående vatten. För att förhindra detta bör bassängdjupet vara minst ca 2,5 m. Djupet är av särskild betydelse då suspensioner med höga halter av suspenderat material som aktivt slam, skall sedimentera. Bassänger för sedimentering av aktivt slam brukar vara minst 3 m djupa och djup på 4–5 meter är ofta gynnsamt.

Slamuttag

Slamuttag sker genom att slammet skrapas till slamfickor, varifrån det pumpas bort. För att undgå döda zoner där slam blir liggande bör slamfickornas bottenarea inte vara för stor. Slamfickorna är ibland försedda med långsamtgående omrörare vilket kan underlätta förtjockning i slamfickorna.

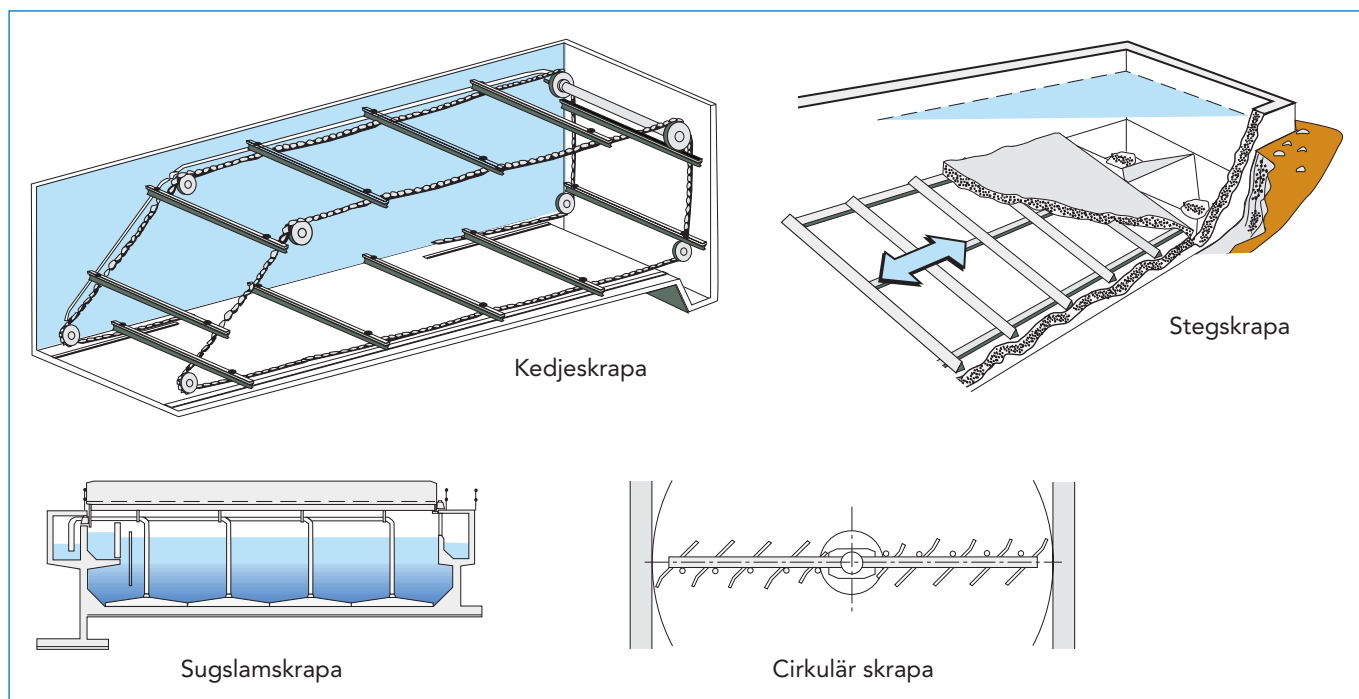
Sugslamskrapor används ibland för aktivt slam och kemiskt slam. En annan utformning är en dränkt pump som förs över bassängbotten på sådant sätt att allt slam kan sugas upp. Linskrapor har använts mycket sedan mitten av 1980-talet. Linskrapornas skrapblad dras längs bassängens botten med hjälp av motordrivna linspel. I rektangulära bassänger sker slamskrapningen ofta med kedjeskrapor. (Figur 19)

Sedimentering av aktivt slam

Vid sedimentering av aktivt slam är följande av betydelse:

- De enskilda aktivslamflockarnas sjunkhastighet
- Slammets förmåga att koncentreras (dess förtjockningskapacitet)
- Bassängens djup
- Bassängens hydraulik i övrigt

Om flödet in till en sedimenteringsbassäng för aktivt slam ökar så kan förtjockningskapaciteten komma att överskridas. Aktivt slam kommer då att ackumuleras i sedi-



Figur 19 Exempel på utformning av skrapor

menteringsbassängen och slamnivån stiger. När slamnivån stiger ökar förtjockningskapaciteten något och slamnivån kan då stabiliseras på en högre nivå, eller så fortsätter slamnivån att stiga. Resultatet blir då

Antingen att så mycket slam förflyttas från aktivslambassängen till sedimenteringsbassängen att slamvolymen in sjunker och slamnivån stabiliseras

eller att slamnivån blir så hög att det aktiva slammet följer med utgående vatten och man får s.k. slamflykt.

Reningsresultat

Vid försedimentering brukar avskiljningen av suspenderad substans vara 50–70 %. Mer än 70 % avskiljning är ovanligt om inte kemikalier tas till hjälp.

Avskiljningen av suspenderad substans medför en avskiljning av BOD på ca 30 % och av fosfor och kväve på 10–15 %.

Resultatet av själva sedimenteringen kan avläsas i form av halt suspenderad substans. Vilken koncentration av suspenderad substans man får i utgående vatten beror på egenskaperna hos partiklarna i inflödet till sedimenteringsbassängen, bassängens utformning och belastning. I Tabell 9 finns några typiska värden angivna.

Den hydrauliska belastningen har stor betydelse för resultatet. Vid försedimentering, sedimentering efter biofilmprocesser och vid efterfällning sker det en gradvis försäm-

Tabell 9 Suspenderad substans i utgående vatten från väl fungerande sedimenteringsbassänger

Typ av vatten till sedimenteringsbassängen	Halt suspenderad substans i utlopp, mg/l
Extremt högbelastad aktivt slam (slamålder 1 dygn)	30–50
Normalt och lågt belastat aktivt slam (slamålder 3–15 dygn)	10–20
Biofilmprocesser	15–30
Efterfällning	5–20

ring av resultatet med ökande belastning. Vid sedimentering av aktivt slam sker det också en gradvis försämring med ökande belastning.

Drift

I detta avsnitt behandlas drift av sedimenteringsbassänger för sedimentering av flockulent material, d.v.s. försedimentering och sedimentering av kemiskt fällt vatten.

Driftparametrar

Ytbelastning

Sedimenteringsförlopp är komplicerade och beror på:

- Den hydrauliska belastningen
- Bassängens utformning
- Egenskaperna hos de partiklar som skall avskiljas

Den hydrauliska belastningen beskrivs av ytbelastningen. Ytbelastningen anger flödet per ytenhet sedimenteringsbassäng. Man skall komma ihåg att eftersom flödena in till reningsverket varierar så varierar också ytbelastningen. Exemplet nedan visar hur ytbelastningen beräknas.

Ytbelastningen beräknas på följande sätt:

$$\text{Ytbelastning} = \frac{Q}{A} \text{ m/h}$$

där Q = avloppsvattenflöde, m^3/h

A = bassängyta, m^2

Exempel

Inkommande avloppsvattenflödet (Q) = $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Bassängytan (A) = 270 m^2

$$\text{Ytbelastningen} = \frac{300}{270} = 1,1 \text{ m/h}$$

Normaldrift och driftkontroll

Funktionen hos maskinell utrustning kontrolleras varje arbetsdag. I försedimenteringsbassänger och i sedimenteringsbassänger vid efterfällning och biofilm processer behöver slamskraporna inte gå kontinuerligt. Drift- och stopptid anpassas efter förhållandena vid verket.

Slam skall pumpas ut ur bassängen minst en gång per dygn. Bäst är att styra utpumpningen så att man pumpar mindre volymer flera gånger per dygn. Antalet utpumpningar kan vara 4–12 per dygn. Pumpningen bör ske i slutet av skrapornas stillståndperiod. Man skall sträva efter att bara pumpa ut slam som hunnit förtjockas i slamfickan. Det skall finnas möjlighet att ta ut prov på pumpledningen, så att man har möjlighet att ställa in lämplig pumptid. Att inte pumpa för mycket är särskilt viktigt om slammet går direkt till rötkammare eller annan behandling. Går slammet först till förtjockare eller via en s.k. slamkontrollkammare med dekantering, är pumptiderna inte lika viktiga.

Flytslam dekanteras från bassängytan efter behov. Utloppsrännor och bassängkanter rensas efter behov eller automatiskt.

Övervakning av sedimenteringsbassängernas funktion sker genom mätning av utgående suspenderad substans, turbiditet eller grumlighet.

Dålig avskiljning beror ibland på en kombination av hög hydraulisk belastning och tillförsel av överskottsslam till inkommande vatten. Man kan då överväga om överskottsslammet skall förtjockas separat eller om man kan undvika att tillföra det vid de högsta hydrauliska belastningarna.

9 Kemisk fällning

Princip

Ortofosfat bildar järn- eller aluminiumfosfater tillsammans med järn eller aluminiumsalter. Dessa fosfater är svårlösliga i vatten och bildar fosfatpartiklar i vattnet. Järn och aluminiumsalterna bildar även metallhydroxider, i form av flockar, vid vilka fosfatpartiklarna kan fästa vid ytan. För att fullborda fosforreduktionen krävs en effektiv avskiljning av partiklarna.

Fosforreduktionen vid kemisk fällning uppgår till 80–95 % beroende på vilket fällningsförfarande och vilket fällningsmedel som utnyttjas.

Historik

Kemisk fällning har sedan länge använts för rening av avloppsvatten. Det har då främst varit av följande anledningar.

- För att minska mängden fosfor i utgående vatten
- För att minska mängden syreförbrukande material (BOD_7) utöver vad som kan uppnås genom mekanisk rening
- För att minska föroreningsbelastningen (främst BOD_7) på ett efterföljande biologiskt reningssteg
- För att minska inverkan av gifter i industriella spillvatten på en efterföljande biologisk reningsprocess

BOD_7 = biokemisk syreförbrukning under 7 dygn

Kemisk fällning har fått ett flertal användningsområden för att rena olika typer av vatten. För kommunalt avloppsvatten är huvudskälet för kemisk fällning att avlägsna fosfor. Den samtidiga minskningen av t.ex. organiskt material och bakterier är även den av stor vikt.

Kemisk fällning används för att avlägsna metalljoner ur vissa industriella processvatten (t.ex. från ytbehandlingsindustrin). Även vid kommunala avloppsreningsverk avlägsnar kemisk fällning en betydelsefull andel av avloppsvattnets metaller. De avlägsnade metallerna hamnar i slammet.

I början av 2000-talet hade 97 % av landets drygt 2 000 reningsverk kemisk fällning.

Något om kemiska beteckningar

Inom kemin används begreppet joner. Joner är elektriskt laddade föreningar eller grundämnen, t.ex. metaller. De metalljoner vi berör här är huvudsakligen järnjoner och aluminiumjoner. Järnjonen skrivs Fe^{2+} eller Fe^{3+} beroende på om den är 3-värd eller 2-värd laddad. Ibland kan inte detta formella skrivsätt tillämpas regelrätt. Vill man då ange laddningen på metalljonen som ingår i en kemisk förening skriver man i stället Fe(II) respektive Fe(III). Som exempel kan anges järnklorid, $FeCl_2$. I denna förening utgörs järnjonerna av Fe^{2+} . Vill man ange det i föreningen skriver man Fe(II)klorid eller bara järn(II)klorid.

Reningsförfarande

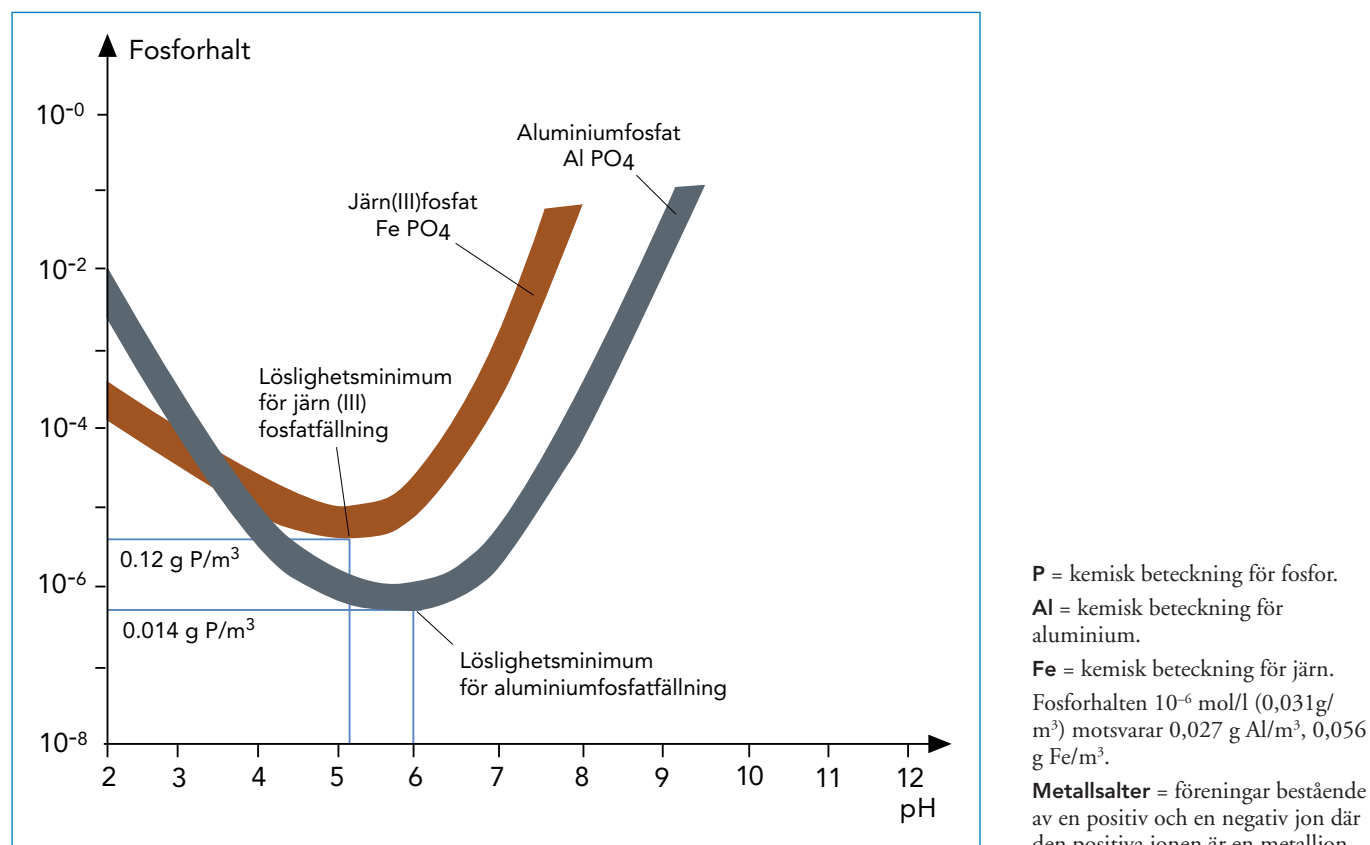
Vid kemisk fällning tillsätts ett fällningsmedel till kommunalt avloppsvattnet, varvid tre processer äger rum: fosfatutfällning, partikelfällning och hydroxidfällning. Vid dessa reaktioner bildas slamflockar till vilka den utfällda fosfor – i form av ortofosfat –

är bunden. Små partiklar slås ihop och bildar flockar. Den bildade hydroxidfällningen verkar som ett effektivt nät som sveper in föroreningarna under tiden det sedimenterar.

Som fällningsmedel kan olika metallsalter användas under förutsättning att metalljonen har förmåga att bilda olösliga föreningar med ortofosfat och gelatinösa hydroxidfällningar. Exempel på sådana metalljoner är trevärd aluminium- (Al^{3+}) och järnjoner (Fe^{3+}).

Utfällningen och flockbildningen är beroende av pH-värdet i avloppsvattnet. De bildade järn- och aluminiumfällningarna upplöses både vid för låga och för höga pH-värden.

I Figur 20 visas hur lösligheten för olika fosfatfällningar varierar med pH-värdet.



Figur 20 Lösigheten hos olika fosfatfällningar i rent vatten

Det finns ett visst pH-värde för varje fällningsmekanism, där den har sin lägsta löslighet. Figurerna visar förhållandet i rent vatten.

Det är viktigt med en snabb inblandning av fällningskemikalien. Till detta kan särskild utrustning för att påskynda inblandningen användas, eller genom att skapa en turbulent zon vid inblandningen.

Flockbildningen är en långsammare process än fällningen. Under flockbildningen ska de vid utfällningen bildade små partiklarna byggas upp till partikelaggregat, som är tillräckligt stora och tunga för att kunna avskiljas.

Efter den snabba inblandningen av fällningskemikalien leds avloppsvattnet till särskilda flockningsbassänger där bildade flockar får växa till och stabiliseras under långsam omrörning. Efter fullbordad flockbildning går avloppsvattnet vidare till avskiljning, där bildade slamflockar avskiljs genom sedimentering, flotation eller filtrering. Det är

viktigt att transporten av vattnet mellan flockning och avskiljning sker så skonsamt som möjligt. De uppbyggda flockarna kan annars slås sönder i förträngningar (som ökar hastigheten på vattnet) och turbulenta zoner. En sönderslagen flock återfår inte sin storlek och hållfasthet även om den får genomgå en ny flockning.

Under senare år har filtrering fått en ökad användning för avskiljning av flockar, aningen som ersättning för sedimentering och flotation eller som kompletterande avskiljningssteg.

Avskiljning av fosfor

Fosfor förekommer i avloppsvattnet i följande former.

- Organiskt bunden fosfor
- Oorganiskt fosfor
 - polyfosfat
 - ortofosfat

Efterhand bryts polyfosfater i avloppsvatten ner till ortofosfat. Vid biologisk rening frigörs den organiskt bundna fosfor i form av ortofosfat.

Ortofosfat = salter av ortofosforsyra H_3PO_4 . Fosfatmolekylen innehåller en fosforatom.

Polyfosfat = polymerer av ortofosforsyra, H_3PO_4 . De har ett förhållande mellan syre och fosfor som är mindre än eller lika med 3 till 1 och bildar kedje- eller ringstrukturer.

Försedimentering

I försedimenteringen avlägsnas med primärslammet den fosfor som förekommer bunden i avsättbara fasta partiklar. Mängden fosfor som tas bort på detta sätt är vanligen cirka 10–25 % av inkommande fosformängd.

Primärslam = i försedimenteringen avskilt slam.

Biologisk rening

Vid biologisk rening, då mikroorganismerna bygger upp ny cellsubstans, åtgår en viss mängd fosfor i form av ortofosfat. Denna fosfor binds alltså i bioslammet.

Den med bioslammet avlägsnade fosformängden är beroende av belastningen på biosteget och uppgår till storleksordningen 1–2 gram fosfor per 100 gram avlägsnad BOD_7 . Detta motsvarar cirka 15–30 % fosforavskiljning.

Bioslam = vid biologisk rening avskilt slam bestående av nybildad cellsubstans (mikroorganismer).

Biologisk fosforreduktion

Vid biologisk fosforreduktion drivs biosteget så att vissa bakterier i aktivslamsteget tar upp en större mängd fosfor i cellmassan, vilket innebär att en betydligt högre fosforreduktion kan erhållas. Biologisk fosforreduktion behandlas utförligare i kapitel 14.

Slambehandling

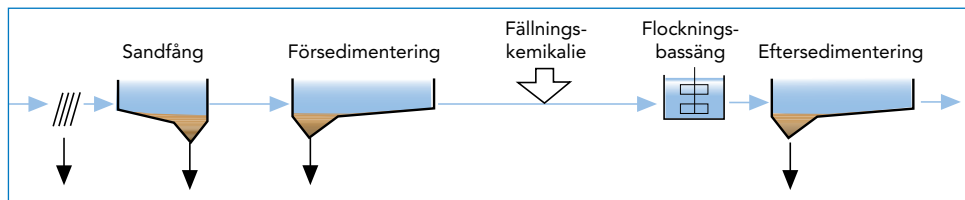
Vid en eventuell stabilisering (rötning eller luftning) av primärslam och bioslam, frigörs en viss del av den avskilda fosformängden i samband med nedbrytningen av organiskt material.

Utformning av olika fällningsförfarande

Beroende på var i avloppsreningsverket fällningskemikalien sätts till, skiljer man på fyra olika fällningsförfaranden nämligen *direktfällning*, *förfällning*, *simultanfällning* och *efterfällning*. En kombination av två eller flera av ovan nämnda förfarande kallas *flerpunktsfällning*.

Direktfällning

Med direktfällning menas att reningen av avloppsvattnet sker som enda steg efter den mekaniska reningen. Detta kan ske i en sedimenterings- eller en flotationsbassäng.



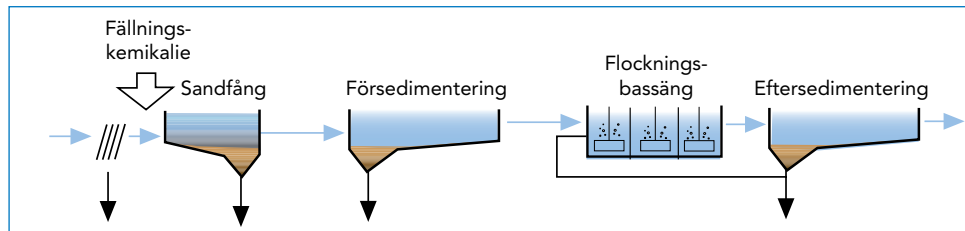
Figur 21 Direktfällning

Fällningskemikalien tillsätts före den första flockningsbassängen på sådant sätt att en snabb och fullständig inblandning av kemikalien erhålls. Direktfällning kan även utföras utan föregående försedimentering.

Vid direktfällning kan alla aktuella fällningsmedel användas. Vanligast är polyaluminiumklorid eller järnklorid.

Normalt kan utgående totalfosforhalter kring 0,4–0,6 g P/m³ uppnås.

Förfällning



Figur 22 Förfällning

Om man i ett reningsverk, som innefattar försedimentering, biologisk behandling och eftersedimentering, genomför den kemiska fällningen före den biologiska behandlingen, talar man om förfällning. Vid denna metod tillsätts fällningskemikalien i verkets inloppsränna eller i rännan mellan sandfång och försedimentering. Fällningen bildar då flockar i sandfånget eller i inloppet till sedimenteringsbassängen, där vattnet fortfarande är i rörelse. Normalt anordnas inte särskilda flockningsbassänger. Den bildade flocken avskiljs i försedimenteringsbassängen. Samtidigt med fosforreduktionen sker en avsevärd reduktion av avloppsvattnets innehåll av partikulärt organiskt material. I det efterföljande biologiska steget avlägsnas sedan större delen av den återstående mängden organiskt material och fosfor.

Vid förfällning används normalt järnklorid eller polyaluminiumklorid som fällningsmedel.

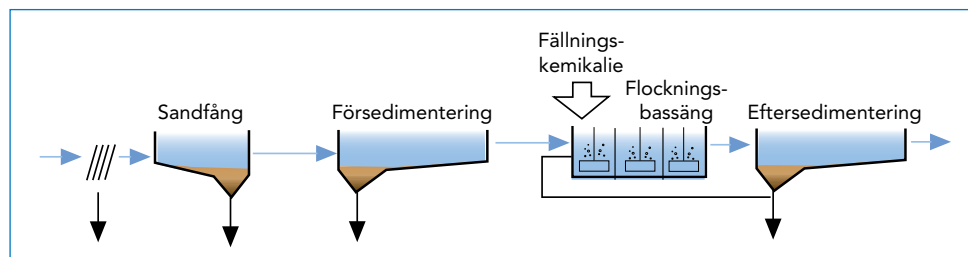
Fördelen med förfällning är att det biologiska steget kan vara mindre och att energiförbrukningen för luftning blir lägre eftersom en stor del av det organiska materialet är avskilt i försedimenteringen. En annan fördel är att mycket av det inkommande organiska materialet avskiljs direkt och kan bidra till biogasproduktion. Vid biologisk kväveavskiljning kan nitrifikationshastigheten öka, då de nitrifierande bakterierna inte behöver konkurrera lika hårt med de mikroorganismer som bryter ned BOD. På så sätt kan volymen för nitrifikationen minska samtidigt som energiförbrukningen minskar. Den sparade luftningsvolymen kan istället användas till denitrifikation.

Vid alltför hög dosering kan för mycket fosfor fällas ut, och fosfathalten blir för låg i vattnet in till det biologiska steget (100 g BOD₇ kräver 1 g fosfatfosfor). Vid kväveavskiljning och fördenitrifikation kan en nackdel vara att för mycket BOD fälls ut. Då kan det bli brist på kolkälla (organiskt material) och denitrifieringen blir lidande.

Kolkälla = ger bakterierna den energi de behöver för att göra sitt jobb

Genom att återpumpa avskilt slam från efterfällningen direkt till försedimenteringen förbättrades fosforreduktionen i efterföljande steg och möjligheterna att minska doserad mängd fällningskemikalie.

Simultanfällning



Figur 23 Simultanfällning

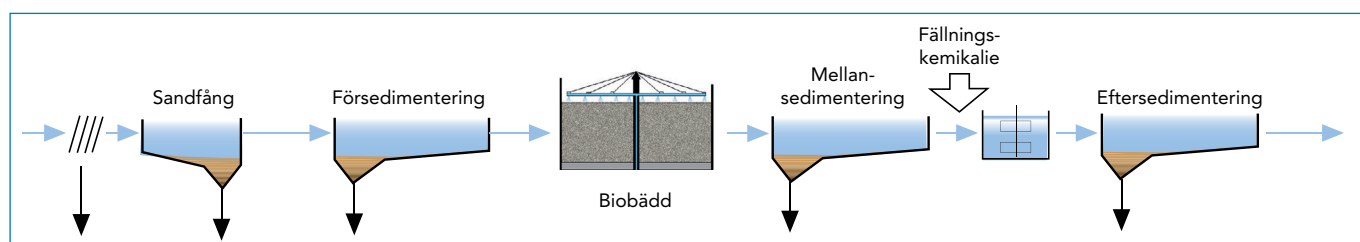
Vid simultanfällning sker den kemiska och den biologiska behandlingen i samma reningssteg. Simultanfällning tillämpas i samband med aktivslammetoden. Fällningskemikalien kan tillsättas före eller i luftningsbassängen. I luftningsbassängen sker således både en kemisk och en biologisk reningsprocess. När kemikalierna tillsätts direkt i luftningsbassängen sker även flockbildningen i denna.

Bioslammet och kemslammet avskiljs tillsammans i sedimenteringsbassängen. Bioslammet i anläggningen kommer därför att innehålla en större andel oorganiskt material jämfört med förhållandena vid en normal aktivslamanläggning.

Fördelarna med simultanfällning är att reningen kan ske i ett steg, och att det är möjligt att använda tvåvärt järn i form av järnsulfat, vilken är den billigaste fällningskemikalien.

Nackdelarna är att slammet i luftningsbassängerna innehåller en större andel oorganiskt material, vilket medför att slammängden i luftningsbassängen måste ökas för att uppnå samma reningsresultat med avseende på BOD_7 som vid efterfällning och förfällning. Energiförbrukningen för luftningen kommer då att öka.

Efterfällning



Figur 24 Efterfällning

Vid efterfällning sker den kemiska fällningen efter det biologiska steget. En efterfällningsanläggning består således av förbehandling, biologisk rening och kemisk rening. Används biobädd för den biologiska behandlingen kan kemikalietillsatsen ske direkt till det avloppsvatten som kommer från bädden utan föregående slamavskiljning. Vid en aktivslamanläggning måste man först låta vattnet passera en mellansedimenteringsbassäng innan det behandlas i det kemiska fällningssteget, detta för att säkerställa ett biologiskt returslam utan kemikalieinblandning.

Vid efterfällning kan alla aktuella fällningsmedel användas, d.v.s. aluminiumsulfat, polyaluminiumklorid, trevärt järn, kalk enbart eller i kombination med tvåvärt järn.

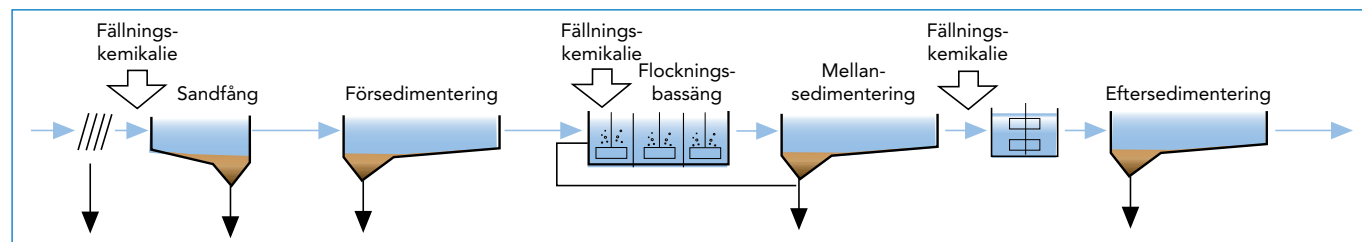
Biobädd = biologisk bädd, anordning för biologisk behandling av avloppsvatten där detta får strilarna genom en bädd av bäddmaterial på vilken aktiva mikroorganismer växer. Bäddmaterialet består av makadam eller plastkroppar.

Efterfällning ger det bästa resultatet av alla fällningsmetoderna. Normalt kan man er-hålla en totalfosforhalt under $0,3 \text{ g P/m}^3$ i utgående vatten och en BOD-halt under $10 \text{ g BOD}_7/\text{m}^3$.

Kontaktfiltrering

För att uppnå ännu lägre halter fosfor i utgående vatten kan efterbehandling ske i ett kontaktfilter. I princip är ett kontaktfilter ett snabbfilter där fällningskemikalien tillsätts i inloppet till filtret. På detta sätt kommer i stort sätt all löst fosfor bindas i partiklar som fångas i filtret. Även små partiklar som inte sedimenterat i föregående sedimentering kommer att fångas i filtret.

Flerpunktsfällning



Figur 25 Flerpunktsfällning

För att uppnå ännu lägre halter fosfor i utgående vatten än ovan nämnda metoder, kan optimering med flerpunktsfällning ske. Detta är en intressant processteknik som fått en relativt stor användning. Detta sker, som namnet säger, genom tillsats av fällnings-kemikalier i flera punkter, t.ex.

- Förfällning och efterfällning
- Simultanfällning och efterfällning
- Förfällning och simultanfällning

Man kan kombinera flera olika fällningsförfarande med varandra. Hur man väljer att dosera beror på vad man vill uppnå, och vilka möjligheter som finns på reningsverket, samt hur det är utformat. Fördelarna med flerpunktsfällning är att fällningskemikalien utnyttjas effektivare samt att möjligheten för styrning och reglering av processen ökar. Vid effektivare utnyttjande av fällningskemikalien förbättras reningsresultatet eller så minskar kemikalieförbrukningen. Nackdelarna med flerpunktsfällning är att behovet av styrning ökar.

Inblandning av fällningskemikalien

Grunden till att lyckas med kemisk fällning är inblandningen. Är inte inblandningen av fällningskemikalien tillräckligt bra kommer det att resultera i dåligt reningsresultat. Det gäller att dosera kemikalien under hög energitillförsel, gärna i en liten volym, för att få ut fällningskemikalien så fort som möjligt i hela vattenvolymen.

Det finns många sätt att få en snabb och effektiv inblandning. Det kan göras genom omblandning, d.v.s. att turbulens skapas med omrörare, i en pump, genom luftinblåsning eller genom att utnyttja vattnets rörelseenergi i en turbulent zon.

Vid dålig inblandning kommer många av metalljonerna i fällningskemikalien att reagera med vattnet och bilda metallhydroxid istället för att reagera med fosfat eller partiklar.

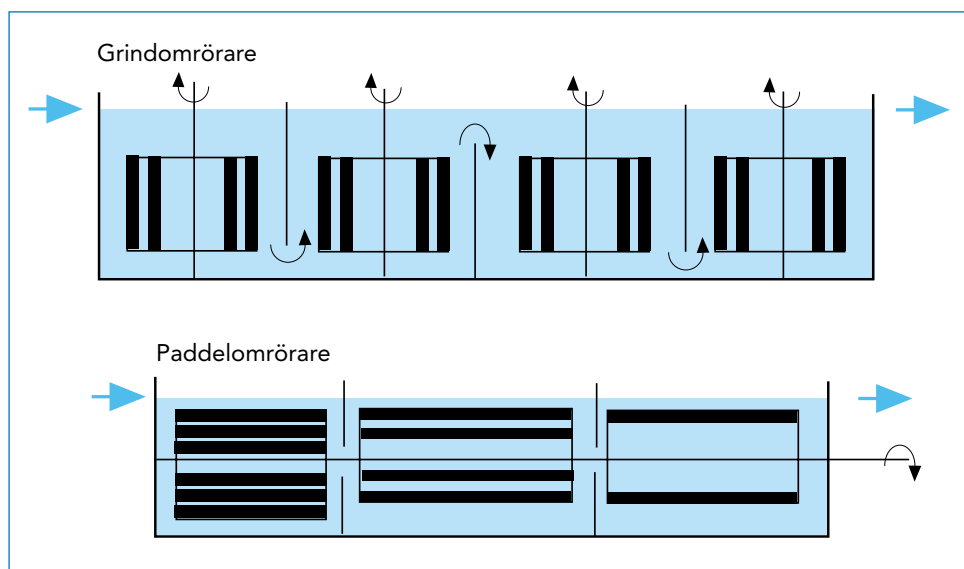
Flockning

Avsikten med flockningen är att partiklar och flockar ska träffa på varandra så att flockarna växer och blir större. Vilken typ av flockar som önskas beror på det efterföljande separationssteget. Vid sedimentering är stora och täta flockar fördelaktiga. Då kommer sedimenteringshastigheten att öka och slamegenskaperna förbättras. Stora och täta flockar erhålls om man använder flera seriekopplade flockningskammare med avtagande omrörarhastighet. Vid flotation är kraven på flockuppbyggnad inte lika stora som vid sedimentering. Små och täta flockar floterar dock bäst. Detta uppnås med färre flockningskammare, högre omrörningshastighet i sista kammaren och kortare uppehållstid.

Utformning

Vid direktfällning och efterfällning kan flockningsenheten utgöras av en enda bassäng, men vanligast är två till fyra seriekopplade bassänger försedda med vertikala grindomrörare, horisontella paddelomrörare eller långsamtgående propelleromrörare (Figur 26). Det är också viktigt att de kanaler, rör och inloppsanordningar som finns mellan flockningsbassängerna och mellan den sista flockningsbassängen och slamavskiljningsbassängen, är utformade på ett sådant sätt, att bildad flock inte slås sönder av alltför kraftig turbulens. För att förhindra att flocken går sönder när den transporteras mellan flockning och avskiljning bör den vara stark. Att tillsätta polymer kan förbättra flockbildningen och flockstyrkan.

Polymer = långkedjiga organiska ämnen, ofta med förmåga att bilda bryggor och därmed underlätta flockning.



Figur 26 Exempel på utformning av flockningsbassänger

I den första flockningsbassängen bör omrörningshastigheten vara relativt hög för att skapa god kontakt mellan de nybildade flockarna inbördes och det material som ska adsorberas på dessa.

Upphållstiden i flockningskammarna bör vara totalt 10–20 minuter.

Adsorbera = ta upp och binda på ytan av bildade flockar.

Avskiljning av kemflock

För avskiljning av kemflock används vanligen sedimentering, flotation och filtrering.

Sedimentering

Avsikten är att avskilja bildade kemikalieflockar genom att utnyttja densitetsskillnaden mellan flockarna och vattnet.

Densitet = täthet

För att bildade kemflockar skall kunna avskiljas får ytbelastningen inte vara högre än kemflockarnas sjunkhastighet. Begreppet ytbelastning är förklarat på annat ställe.

I en normal sedimentering vid förfällning bör inte ytbelastningen överstiga 1 m/h vid normalflöde. I väl utformade försedimenteringsbassänger och med polymerdosering kan ytbelastningar på 3–5 m/h användas.

Sjunkhastigheten hos kemslammet är beroende av de bildade flockarnas storlek. Normal sjunkhastighet kan variera mellan 2 och 4 m/h. Vid dålig flockbildning kan sjunkhastigheten vara avsevärt lägre. Är ytbelastningen högre än sjunkhastigheten hos kemflockarna sker ingen sedimentering.

Vattnets strömningshastighet bör under passagen mellan sista flockningskammaren och inloppet i sedimenteringsbassängen inte överstiga 0,1 m/s.

Avsatt slam skrapas med hjälp av en slamskrapa till en slamficka. Från slamfickan pumpas slammet vanligen till en förtjockare.

Till den fortlöpande kontrollen av sedimenteringens funktion hör, förutom vad som sagts ovan under flockning, siktdjupet och slamnivån i bassängen.

Flotation

Avsikten är att avskilja kemslam genom att låta gasbubblor (luftbubblor) fastna på slamflockarna och bilda partikelaggregat som är lättare än omgivande vatten och låta dessa stiga till ytan.

Flotation kan användas för avskiljning av kemslam vid direktfällning och efterfällning. Vid flotation används samma typ av flockning och omblandning som vid sedimentering.

För att bildade partikelaggregat skall kunna avskiljas får ytbelastningen inte vara högre än partiklarnas stighastighet.

För att erhålla en fullgod avskiljning av kemslam bör ytbelastningen inte vara högre än 5–6 m/h.

Kontaktfiltrering

Avsikten med filtrering är att avskilja fasta partiklar. Metoden används vanligen efter sedimentering eller flotation för att avskilja restflock. Vid kontaktfiltrering tillsätts fällningskemikalien under god inblandning strax före filtret. Något speciellt flockningssteg är inte nödvändigt, då mikroflock är att föredra vid filtrering. För stora flockar kan sätta igen filtret och därmed minska gångtiden.

Fällningsdammar

I glesbygd och på orter med få anslutna hushåll finns det möjlighet att använda kemisk fällning i dammar. Förfarandet med fällning i dammar är detsamma som vid fällning i bassänger med det undantaget att slammet inte avskiljs kontinuerligt utan lagras i dammarna. Med fällningsdammar får man en robust process med ett litet skötselbehov. Fällningsdammar kräver förhållandevis stora ytor. Finns det flera dammar kopplade i serie finns det möjligheter att dosera fällningskemikalien både till den första dammen och mellan den första och den andra.

Reningsresultaten för fällningsdammar är ungefär likadana som vid direktfällning.

Polymer = ”många merer”;
långkedjiga organiska ämnen, ofta
med förmåga att bilda bryggor och
därmed underlätta flockning.

Drift av kemisk fällning

Normaldrift

Erforderlig dos av en fällningskemikalie beror dels på fosforhalten i avloppsvattnet, dels på alkaliniteten. Både fosforhalten och alkaliniteten varierar under dygnet varför det ibland kan vara befogat att ha en lägre dos per m³ avloppsvatten under natten.

Doseringen bör avpassas så att bästa flockningsbetingelser (pH område) erhålls. Beroende på att avloppsvattnets sammansättning är olika från ort till ort kommer detta bästa pH-område inte att vara detsamma på olika orter. Även förbrukningen av fällningskemikalie kommer att vara olika.

Upphållstiden i flockningskamrarna bör vara 10–20 minuter. Omrörarhastigheterna i flockningskamrarna anpassas i samband med igångkörningen för att man skall erhålla bästa flockbildning.

Driftkontroll

Den fortlöpande driftkontrollen innefattar mätning av pH i flockningen (sista flockningskammaren), kontroll av doserad mängd fällningskemikalie per m³ avloppsvatten samt mätning av siktdjupet i sedimenteringsbassängen.

För bedömning av resultatet i fällningssteget tas prov på in- och utgående vatten för analys av fosfatfosfor, totalfosfor och suspenderad substans.

Reningsresultat

Vid kemisk fällning reduceras förutom fosfor även mängden suspenderad substans genom att fasta partiklar adderas till den bildade flocken. Samtidigt sker en avskiljning av i de fasta partiklarna ingående föroreningar – BOD₇, bakterier, virus, ägg av inälvsmask m.m.

Beroende på pH-värdet vid fällningen sker även en mer eller mindre fullständig utfällning av tungmetaller som förekommer i avloppsvattnet.

Vid kemisk fällning kan praktiskt taget all löst fosfor fällas ut. Reningsresultatet vid efterfällning blir då beroende av hur väl den bildade flocken kan avskiljas. Då sedimentering eller flotation används för avskiljning finns det alltid en viss restmängd av kemflock i utgående vatten. Denna restflock medför att fosforhalten i utgående vatten normalt inte blir lägre än cirka 0,2 g P/m³. Önskar man uppnå ännu bättre resultat måste förbättrade avskiljningsmetoder sättas in, t.ex. filtrering av utgående vatten, varvid praktiskt taget allt suspenderat material kan avlägsnas. Den restmängd fosfor som finns kvar i vattnet kan då sänkas till mellan 0,05 och 0,1 g P/m³. Filtrering kan sättas in som ett separat steg efter flockning och slamavskiljning.

Fällningskemikalier

Vid kemisk fällning av kommunalt avloppsvatten kan följande kemikalier användas som fällningsmedel.

- Aluminiumsalter (aluminiumsulfat, aluminiumklorid, polyaluminiumklorid).
- Trevärda järnsalter (järn(III)klorid, järn (III)sulfat, järn(III)kloridsulfat).
- Tvåvärda järnsalter (järn(II)sulfat).
- Polymer (katjon-, anjon- och nonjonaktiva). Ibland används även kombinationer av dessa.
- Järninnehållande polyaluminiumklorid.
- Polyaluminiumklorid innehållande olika typer av katjonpolymerer.
- Kalk.

Val av fällningskemikalie

Kemikaliekostnader

Kostnaderna för fällningskemikalier vid kemisk fällning beror dels på vilken fällningskemikalie som används, dels på vilka krav som ställs på fosforreduktion. För efterfällningsanläggningar innebär ett krav på cirka 0,2 mg P/l ungefär dubbla kemikaliekostnaden jämfört med krav på cirka 0,4–0,5 mg P/l. Lägsta kemikaliekostnader erhålls för tvåvärt järn, därefter för trevärt järn och aluminium. Vid kostnadsbedömningar måste ett flertal andra hänsynstaganden göras än de direkta kostnaderna för fällningskemikalien.

Av de totala driftkostnaderna på reningsverket svarar kemikaliernas andel för 10–20 %. Vid mindre avloppsreningsverk utgör kemikaliekostnaderna en förhållandevis liten del av de totala driftkostnaderna. Andra faktorer än kemikaliepriset får då större betydelse, som t.ex. hantering av kemikalien. Behovet av övervakning och reglering samt effekterna på slamsidan är faktorer som väger tungt vid val av kemikalie.

Viktiga faktorer vid val av fällningskemikalie

De ovan givna synpunkterna utgör endast en liten del av de avvägningar som måste göras. Om man försöker göra en lista över faktorer som ska beaktas vid val av fällningsmedel blir den lång. Bl.a. måste följande faktorer beaktas:

- Avloppsvattenflöde och flödesvariationer
- Variationer i avloppsvattnets sammansättning
- Erforderlig kemikaliedos vid olika tidpunkter under dygnet
- Behov av reglering; flödesstyrning, pH-styrning, belastningsstyrning online (susphaltsmätare, laddningsmätare)
- Behov av pH-justering med syra eller överdosering av fällningsmedel
- Behov av flockningshjälpmedel
- Fällningskemikalins innehåll av tungmetaller
- Fällningsförfarandet
- Doseringsutrustning och kemikaliehantering
- Flockningsbassängernas utformning och storlek
- Flockningshastighet
- Avskiljningsegenskaper hos flocken
- Bildad slammängd
- Förtjockningsegenskaper och avvattningsegenskaper hos slammet
- Hygieniska och toxikologiska aspekter hos avloppsvatten och slam

Innan fällningskemikalie väljs bör fällningsförsök genomföras för att fastställa om önskade resultat kan uppnås. Genomförande av försök i halvstor skala eller fullskala kan visa hur andra anläggningsdelar än kemsteget reagerar på ett byte av fällningskemikalie. Det kan t.ex. bli effekter i biosteget eller på slammet som inte kunde förutses i laboratorieskala.

Slammängder

Här noteras att fällning med järn ger större slammängder (räknat som torrsubstans) än fällning med aluminium. Järnslam har i regel bättre avvattningsegenskaper än aluminiumslam.

Toxikologi = läran om gifter och förgiftningar

Tabell 10 Slamproduktion vid efterfällning

Fällningsmedel	Dos, g/m ³	Slammängd, g/m ³	Slammängd, g TS/p, d
Aluminiumsalter	125	65	25
Trevärt järn	135	75	30
Kalk, Ca(OH) ₂	400	500	200

TS = torrsubstans

Fe = järn

Ca(OH)₂ = släckt kalk

Praktisk hantering av fällningskemikalier

Fällningskemikalier finns i flytande och fast form.

Flytande fällningskemikalier

De flytande produkterna doseras outspädda med hjälp av doserpump. Det är viktigt att välja storlek på doserpump så att den klarar av att dosera både vid höga och låga flöden.

Fällningskemikalier i fast form

Fällningskemikalier i fast form löses normalt upp i vatten innan de doseras. Aluminiumsulfat löses upp till en koncentration på mellan 5 och 40 % i en upplösare (tratt med vattentillförsel) varifrån den leds till doseringsstället.

Järnsulfat bereds till en mättad lösning som sedan späds till önskad koncentration innan den doseras med doserpump.

Lagring av fällningskemikalier

Flytande fällningskemikalier lagras vanligtvis i glasfiberarmerade plasttankar. Aluminiumsulfat lagras vanligtvis i stålsilos och järnsulfat levereras direkt till upplösningssängen.

10 Biologisk rening – allmän bakgrund

Mikroorganismer

Vid biologisk rening omvandlas och koncentreras föroreningar i avloppsvatten med hjälp av levande organismer. I konventionella reningsverk är det enbart mikroorganismer som har någon betydelse. Mikroorganismer är organismer, som är så små att de inte kan iakttas med blotta ögat. Till dessa räknas bland annat bakterier, jäst- och mögelsvampar, protozoer samt alger. I ett biologiskt reningsverk förekommer många olika typer av mikroorganismer, som använder substratet i konkurrens med varandra. När det gäller biologisk behandling av avloppsvatten är det oftast bakterier som har den största betydelsen.

Bakterier

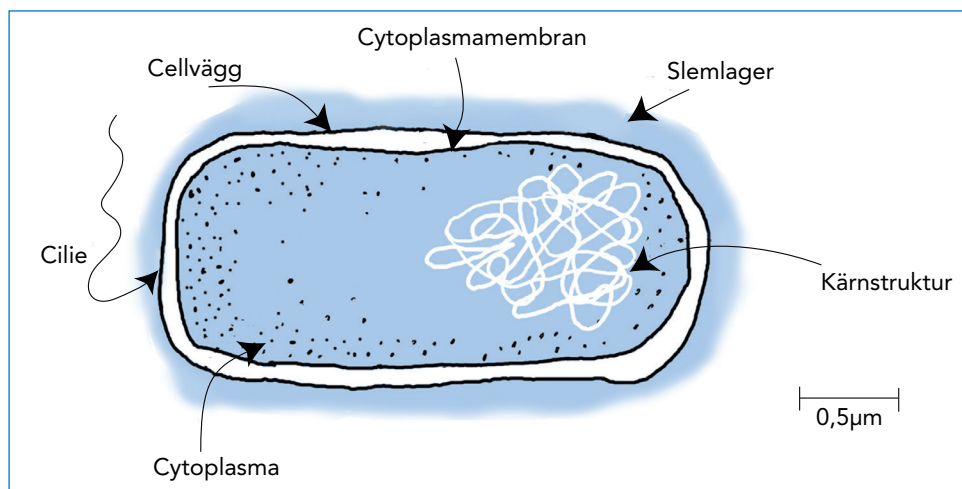
De flesta bakterier är heterotrofa, d.v.s. de kräver organiskt material för att kunna nybilda cellmaterial. Vanligen utvinnet de också energi ur organiskt material.

Autotrofa bakterier använder inte organiskt material för att nybilda cellmaterial utan nybildar cellmaterial från oorganiskt kol till exempel koldioxid. De autotrofa bakterierna erhåller sin energi ur kemiska reaktioner till exempel omvandling av ammonium och sulfider.

En bakteriecells uppbyggnad visas schematiskt i Figur 27. Bakterier förökar sig huvudsakligen genom delning.

Heterotrof organism = kräver organiskt material för sin tillväxt.

Autotrof organism = använder icke-organiskt material för sin tillväxt (t.ex. koldioxid) och tar energi ur energirika oorganiska ämnen.



1 µm = 0,001 mm

Cilie = flimmerhår m.m.

Figur 27 Schematisk bild av bakteriecell

Det finns många olika bakteriearter och vid undersökningar av biologiska reningsystem har man kunnat isolera flera hundra arter. Nyare DNA-tekniker visar att dessa utgör endast en bråkdel av de arter som faktiskt finns i systemet. Sammansättningen hos bakteriesamhället i ett biologiskt reningsverk är aldrig konstant, eftersom förutsättningarna för tillväxt ständigt förändras genom att avloppsvattnets sammansättning förändras, temperaturen varierar, driften ändras med mera. Detta betyder också att tillväxtbetingelserna för de olika bakterierna ständigt förändras, så att deras tillväxthastighet ändras och därmed också deras andel av bakteriesamhället. Detta förhållande är oerhört värdefullt, eftersom det innebär att bakteriefloran ständigt anpassar sig till de nya förutsättningarna. Eftersom bakterierna konkurrerar med varandra, kommer alltid de som har den högsta tillväxthastigheten att dominera, d.v.s. de bakterier som tillgo-

dogör sig substratet bäst. För rening i ett avloppsreningsverk kommer därför alltid ett artrikt bakteriesamhälle att vara effektivare än ett artfattigt.

En viktig egenskap hos bakterierna i biologiska reningsverk är att de har en tendens att klumpa ihop sig till större flockar, vilka till skillnad från fritt svävande bakterier, kan avskiljas genom sedimentering. Detta är en av grundförutsättningarna för aktivslamprocessen.

Alger

I biologiska dammar är alger den dominerande mikroorganismen vid sidan av bakterier. I likhet med vad som gäller för andra biologiska processer, är det en blandflora av alger som förekommer. Algerna är autotrofa mikroorganismer som producerar nytt cellmaterial från oorganiska kolkällor, till exempel koldioxid, och som hämtar sin energi från solljuset. Algerna lever normalt i samverkan med bakterierna. Bakterierna bryter ned organiskt material till koldioxid som algerna kan nyttiggöra i sin produktion av nya alger och syre. Döda alger och syre utnyttjas i sin tur av bakterierna.

Bakteriernas näringsbehov

Bakterier är, i likhet med alla andra levande organismer, uppbyggda av organiska föreningar. För att ersätta förbrukat material, växa till och föröka sig, måste cellerna nybilda organiskt material. För denna nybildning krävs organiskt material till byggstenar och för energiproduktion.

Energi får bakterierna genom omvandling av organiskt eller oorganiskt material. För att heterotrofa bakterier skall kunna överleva och föröka sig fordras tillgång på organiskt material. Många bakterier klarar sig med en enda typ av organiskt material som kolkälla, medan andra kräver att vissa bestämda byggstenar måste vara närvarande.

I all organiskt material ingår kol och väte och i de flesta fall syre. I många av de organiska ämnena som finns i levande organismer ingår även andra grundämnen.

För att bakteriecellen skall kunna växa till måste den förutom organiskt kol, även ha tillgång till alla de andra ämnena som skall ingå i cellen. I kommunalt avloppsvatten har man normalt riklig tillgång till samtliga dessa ämnen, varför kommunalt avloppsvatten i regel utgör ett fullvärdigt substrat för mikroorganismer.

När det gäller industriella avloppsvatten är förhållandena vanligtvis annorlunda. Dessa avloppsvatten skiftar starkt i sammansättning från industri till industri. Innehållet av organiskt material är ofta mycket mer ensidigt än i kommunalt avloppsvatten. En eller ett fåtal organiska föreningar dominerar. Dessa föreningar kan i en del fall vara mycket lättnedbrytbara (t.ex. i mejeriavloppsvatten), medan andra kan vara mycket svårnedbrytbara (t.ex. i avloppsvatten från en del kemiska industrier). I industriavloppsvatten kan det dessutom vara brist på något väsentligt näringsämne (t.ex. fosfor eller kväve). Det är därför ibland nödvändigt att tillsätta växtnäringsämnen för att man skall kunna driva en biologisk reningsprocess. I vissa industriavloppsvatten kan toxiska ämnen störa de biologiska processerna.

Växtnäringsämnen =
närsalter och spårämnen.

Toxisk = giftig

Närsalter = näringsämnen som
behövs för bakterietillväxt i relativt
stora mängder. Hit hör fosfor och
kväve.

Metabolism

Metabolism = ämnesomsättning

Bakterier

För att växa till måste bakterierna kunna utvinna energi. Denna kan erhållas genom nedbrytning av organiskt material aerobt eller anaerobt.

Aerob nedbrytning innebär att det organiska materialet oxideras via en lång kedja av delreaktioner, till koldioxid och vatten, med hjälp av fritt syre som då reduceras.

Anaerob nedbrytning kan endast ske då syre inte finns närvarande. Anaerob nedbrytning innebär att en del av den organiska substansen oxideras till koldioxid och vatten under det att någonting annat än syre samtidigt reduceras. Det är oftast en del av den organiska substansen som reduceras. I och med att en del av det organiska materialet går åt för att reduceras, kan inte lika mycket energi utvinnas som när allt det organiska materialet oxideras.

En del aeroba organismer kan utvinna sin energi genom oxidation av oorganiskt material. Det finns till exempel kväveoxiderande bakterier som utvinner energi genom att oxidera ammonium till nitrit samt nitrit till nitrat, och svaveloxiderande bakterier som utvinner energi genom att oxidera sulfid till sulfat.

Alger

Alger är, liksom gröna växter, fotosyntetiserande organismer. De kan, genom att utnyttja solenergin, omvandla oorganiskt kol (koldioxid och vätekarbonat) till organiskt material. Algerna är därför inte som bakterierna beroende av organiskt kol. De innehåller liksom bakterier ett stort antal ämnen, som givetvis måste finnas tillgängliga. Ljus har stor betydelse för alger. Vid fotosyntesen produceras syre.

Bakterietillväxt

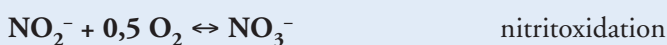
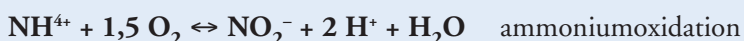
Bakterier förökar sig genom delning, varvid bakteriecellen och arvsmassan delas på så sätt att samma arvsanlag återfinns i de två nya cellerna som i den ursprungliga. Tiden mellan två delningar kallas generationstid. En generationstid kan vara allt från 20 minuter till flera dagar. Efter en delning har en bakterie givit upphov till två nya bakterier och efter två delningar till fyra nya bakterier o.s.v. Antalet bakterieceller ökar alltså exponentiellt. Den exponentiella tillväxten fortgår så länge det finns tillräcklig mängd av alla näringsämnen.

Inverkan av pH

Surhetsgraden (pH-värdet) är av stor betydelse för mikroorganismerna. Bakterier kan leva och tillväxa inom ett brett pH-intervall, men flertalet bakterier föredrar pH omkring 7. Varje bakterieart har ett optimalt pH-värde vid vilket den tillväxer snabbt. Vid värden över och under detta optimala pH-värde är tillväxten långsammare och avlägsnar man sig för långt från det optimala pH-värdet, kan tillväxten upphöra eller bakterien dö. Tillväxten är i allmänhet god vid pH-värden upp till cirka 8,5, varefter den mikrobiella aktiviteten avtar snabbt för att praktiskt taget upphöra vid pH-värden över 10. Vid låga pH-värden (under 6) minskar också bakteriernas aktivitet, varvid de organismer som föredrar låga pH-värden gynnas (jäst- och mögelsvampar och vissa bakterietyper).

Kommunalt avloppsvatten har i allmänhet ett pH-värde som ligger nära 7 och värdet undergår i allmänhet inga större förändringar i den biologiska processen. Avloppsvatten har i allmänhet också en hög buffertkapacitet. I system med nitrifikation och denitrifikation kan dock pH påverkas genom att vätejoner frigörs respektive tas upp.

Nitrifikation:



Oxidation = kemisk reaktion vid vilken ett ämne avger en eller flera elektroner.

Reduktion = kemisk reaktion vid vilken ett ämne upptar en eller flera elektroner.

Aerob nedbrytning = mikrobiell nedbrytning i närvaro av syre.

Anaerob nedbrytning = mikrobiell nedbrytning utan tillgång till syre.

Fotosyntes = uppbyggnad av organiskt material ur koldioxid med utnyttjande av solenergi.

CO_2 = koldioxid

O_2 = syre

Exponentiell = snabbt tilltagande. Ökningen i ett skede är större än i närmast föregående skede.

Buffertkapacitet = förmåga att motstå pH-förändring.

Nitrifiering, (nitrifikation) = oxidation av kväveföreningar till nitrat (NO_3^-).

Denitrifikation = omvandling av nitrat till kvävgas.

NH_4^+ = ammoniumjon

NO_2^- = nitritjon

NO_3^- = nitratjon

O_2 = syre

H^+ = vätejon

H_2O = vatten

Katalysator = ämne som påskyndar en kemisk reaktion utan att själv förbrukas.

Inverkan av temperatur

De kemiska reaktionernas hastighet ökar med ökande temperatur. Detta gäller även för de biokemiska reaktioner som sker inom den levande cellen med hjälp av katalysatorer. Katalysatorerna vid biokemiska reaktioner kallas enzymer och utgörs av äggviteämnen.

Många enzymer utgörs av proteiner och har liksom alla proteiner en ytterst komplicerad struktur. För att de skall kunna fullgöra sin biokemiska funktion krävs att denna struktur är intakt. Vid förhöjd temperatur kan strukturen skadas eller helt förstöras.

Olika mikroorganismer har inte samma optimala tillväxttemperatur. Mikroorganismer med optimum kring 15–20° C kallas kryofila och de med optimum vid 30–35° C och 50–55° C för mesofila respektive termofila.

I svenska kommunala avloppsvatten ligger temperaturen nästan alltid under 20° C och de mikroorganismer som dominerar i reningsprocesserna är således kryofila. Detta innebär att temperaturen i kommunala avloppsreningsverk nästan alltid är lägre än den optimala, men trots detta är det inte säkert att en höjning av temperaturen ger bättre reningseffekt. De flesta aktivslamanläggningar är nämligen så pass lågt belastade att temperaturen i allmänhet inte är den faktor som begränsar reningsresultatet. I högbelastade biobäddar har däremot temperaturen hos avloppsvattnet större betydelse för behandlingsresultatet. Vid biologisk kväveavskiljning däremot är nitrifierarnas tillväxthastighet vid låga temperaturer så låg att särskild hänsyn till tillväxthastigheten måste tas.

Inverkan av substrat

Bakterietillväxt förutsätter en nedbrytning av organiskt material (substrat) för att er- hålla energi för tillväxten.

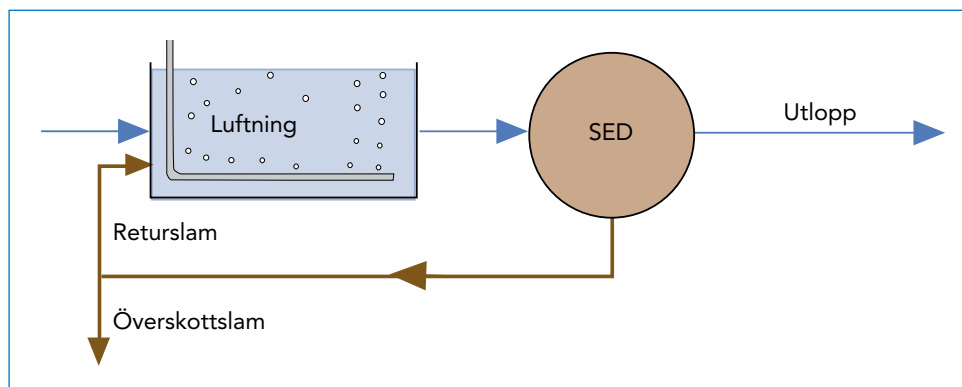
Substrat = material som bakterier växer av (organiskt material, närsalter och spårämnen).

11 Aktivslamanläggningar

Reningsprincip

Rening med aktivt slam bygger på att mikroorganismer (framför allt bakterier) skall bryta ner organiskt material när de tillväxer. De biologiskt verksamma mikroorganismerna (bakterier och protozoer) förekommer i avloppsvattnet i form av brunaktiga slamflockar. Viktigt för aktivslamprocessen är att uppehållstiden för slammet skall vara längre än uppehållstiden för vattnet i den volym som används.

För att uppnå tillfredsställande nedbrytning av föroreningarna i rimligt stora volymer fordras en stor slammängd i luftningsbassängen. Detta åstadkoms genom att huvuddelen av det aktiva slam som avskiljs i eftersedimenteringsbassängen återförs som returslam (se Figur 28). En mindre del, motsvarande det kontinuerligt bildade slammet (tillväxten) uttas som biologiskt överskottsslam. Processen kan anordnas med eller utan försedimentering.



Figur 28 Flödesschema över aktivslamprocess med försedimentering

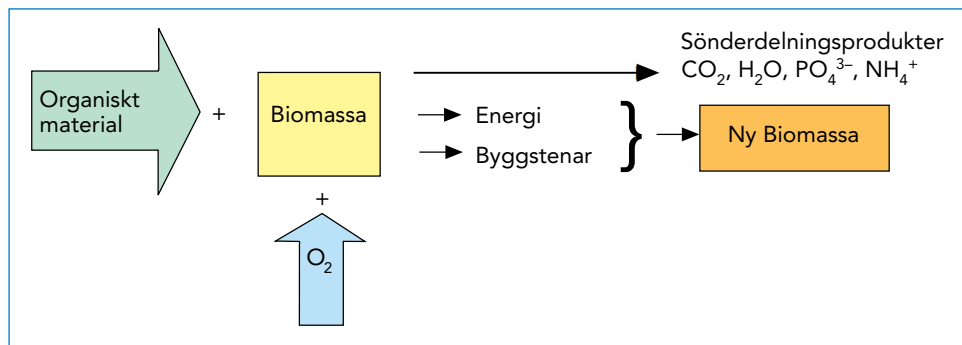
Grundläggande förutsättningar för ett aktivslamsystem för BOD-avskiljning är:

- Luftad bassäng med mikroorganismer som tillväxer och klumpar ihop sig (slam)
- Syretillförsel för att mikroorganismerna skall förbränna organiskt material (luftning)
- Omblandning för att hålla mikroorganismerna svävande i avloppsvattnet (luftning och/eller omrörning)
- Separering av renat avloppsvatten från mikroorganismer och partiklar (sedimentering)
- Hopsamling och återföring av mikroorganismer till luftad bassäng (returslamsystem)
- Uttag av tillväxten av mikroorganismer (överskottslamuttag)

Nedbrytningen innebär en förbränning (oxidation) av det organiska materialet för att mikroorganismerna skall få energi för att överleva och tillväxa. Vid oxidationen förbrukar de syre. De biokemiska processerna sker under bildning av koldioxid och vatten samt frigörande av sönderdelningsprodukter. Förloppet åskådliggörs i Figur 29.

Slammet adsorberar även fritt svävande kolloidala partiklar som ej kan sedimentera av egen kraft. Adsorptionen kräver en kontakttid på endast några minuter vid effektiv inblandning och tillräckligt hög slamhalt.

Adsorbera = uppta ämne på ytan
Kolloidala och findispersa ämnen = ämnen som utgörs av mycket små, svävande partiklar



O_2 = syrgas
 CO_2 = koldioxid
 H_2O = vatten
 PO_4^{3-} = fosfatjon
 NH_4^+ = ammoniumjon

Figur 29 Reningsförloppet i aktivslamprocessen = nedbrytning av organiskt material under syreförbrukning

Utformning

Bassängform

Definitionerna av hur avloppsvattnet och slammet strömmar i bassängerna är teoretiska konstruktioner. Verkligheten brukar ligga någonstans mellan följande beskrivningar:

Totalomblandning definieras som en process där avloppsvattnet omedelbart och fullständigt blandas med luftningsbassängens hela slaminnehåll. Detta är bra vid dosering av kolkälla eller vid toxiska utsläpp eftersom halten av ett ämne är det viktiga när det gäller om bakterierna skall påverkas eller ej.

Pluggflöde kan beskrivas som en följd av tänkta volymer (pluggar) med avloppsvatten och slam som rör sig genom bassängen och inte blandar sig med varandra.

Returslampumpning

För att upprätthålla en viss slamhalt i luftningsbassängen sker returpumpning av slam från efterföljande sedimenteringsbassäng. Returslampumpningen måste vara tillräcklig för att återföra det i sedimenteringsbassängen avskilda slammet till luftningsbassängen.

Aktivslamanläggningar för mindre samhällen

Tidigare ansågs det att mindre aktivslamanläggningar med separat slamstabilisering ofta blev alltför komplicerade och kostnadskrävande. Därför utvecklades långtidsluftaren och ringkanalen på 1950-talet. Gemensamt för båda metoderna är att de arbetar med hög slamålder, över 20 dygn, varigenom slammet stabiliseras i så hög grad, att separat slamstabilisering kan slopas.

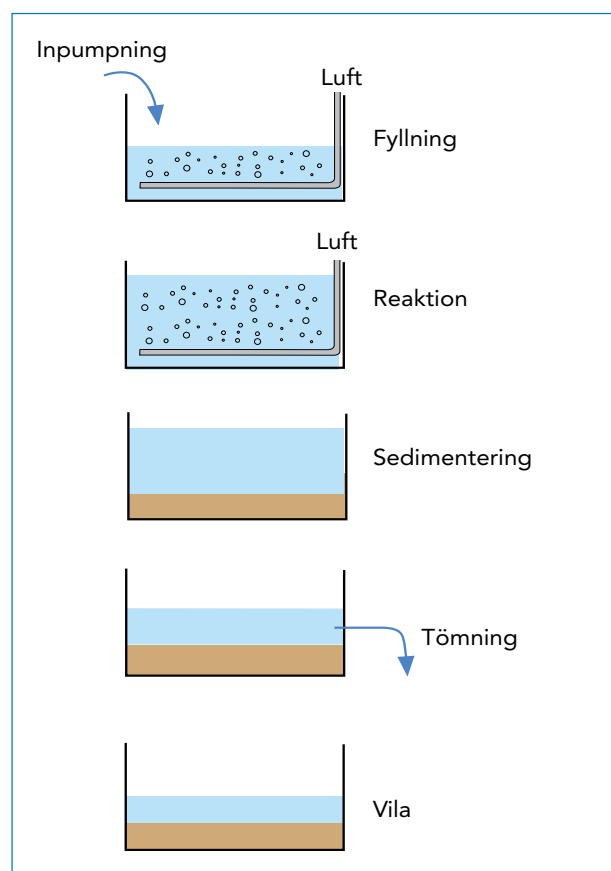
I dag används SBR (satsvis biologisk rening) eller konventionell aktivslam i allt högre utsträckning.

I SBR-processen leds inte avloppsvatten kontinuerligt till reaktorn där reningen skall ske, utan fylls på och avtappas efter tidsschema. Detta betyder att processen är satsvis. Samma reaktor (bassäng/tank) används för luftning och sedimentering vilket gör att ingen returslampumpning behövs. Följande behandlingscykler förekommer vanligtvis:

- *Fyllning* Avloppsvatten (försedimenterat eller ej) leds till reaktorn
- *Reaktion* Luftning av reaktorinnehåll
- *Sedimentering* Ostörd sedimentering (inget inflöde) och separation av aktivt slam och det behandlade avloppsvattnet
- *Tömning* Dekanterig av renat avloppsvatten
- *Vila* Tömning av slamtillväxt (överskottslam)

Fyllning och reaktion är de cykler som tar mest tid. Eftersom tiden är lätt att justera varierar längden på cyklerna mellan olika anläggningar. En typisk SBR-cykel beskrivs i Figur 30.

Slammet läggs ut på torkbäddar med eller utan växtlighet eller transporteras till ett reningsverk med slambehandlingsprocess.



Figur 30

Cyklerna i en SBR-process

Luftning

Luftningens uppgift är i första hand att tillföra syre till de syrekrävande biologiska processerna, samt att hålla slammet suspenderat. Andra syften kan exempelvis vara att avlägsna svavelväte från anaerobt avloppsvatten eller att åstadkomma kontrollerad avskiljning i ett luftat sandfång.

Metoder för luftning

Det vanligaste sättet att blåsa in luft i en aktivslambassäng i Sverige är genom bottenmonterade membranluftare (nålperforerade gummimembran eller slangar). Luften drivs in med olika typer av blåsmaskiner, främst vridkolvmaskiner, fläktar eller turbo-kompressorer. Andra sätt att sprida luften i vattnet är via anordningar av exempelvis perforerade rör, dysor eller plattor och domer av keramiskt material.

Ytan mellan luft och vatten skall vara så stor som möjligt för effektiv syretransport till vattnet. Mest yta får man om många små bubblor finns i vattnet. De för syretransporten nödvändiga kontaktytor mellan luft och vatten kan också åstadkommas med mekaniska anordningar som bearbetar vattenytan. Härigenom förnyas ständigt kontaktytor samtidigt som kravet på omrörning blir tillgodosett.

Syrebehov

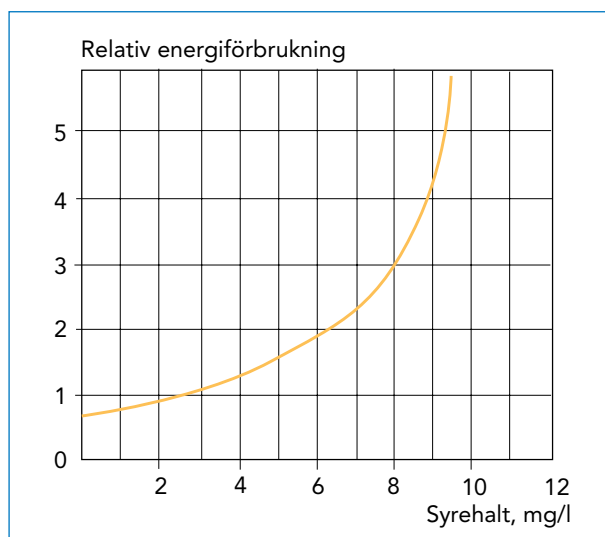
Syrebehovet beror på tillförd BOD-mängd. Ofta räcker det med att uppskatta syrebehovet genom en tumregel som säger att syrebehovet är 1,5–2,0 kg O₂/kg BOD borttaget.

Syresättningskapacitet

Luftningssystemet måste kunna tillgodose det för processen erforderliga syrebehovet vid olika temperaturer. Därutöver ska ett önskat syreöverskott kunna upprätthållas i bassängen. Dessutom ska omrörningen vara tillräcklig för att förhindra slamavsättningar.

Energiförbrukning och effektivitet

Energiförbrukningen för luftning är en stor delpost i den sammanlagda energiförbrukningen vid ett reningsverk. I Figur 31 visas den relativa energimängd som åtgår för att uppnå olika syrehalter. Ur ekonomisk synpunkt bör därför syrehalten hållas låg för att största möjliga syreupptagning ska uppnås. Syrehalten i en bassäng bör dock normalt inte tillåtas sjunka under 1–2 g/m³ för att undvika driftstörningar på grund av syrebrist. Luftinblåsningen i en bassäng med aktivt slam måste även vara så intensiv att syre finns i varje del av bassängen för att hålla mikroorganismerna aktiva, liksom att slammet måste hållas suspenderat. Som ett riktvärde kan anges att den tillförda effekten måste vara minst cirka 15 W/m³.



Figur 31
Relativ energiförbrukning vid syresättning av avloppsvatten

Det är av stort intresse att ställa syresättningskapaciteten hos ett visst luftningssystem i relation till den erforderliga energiförbrukningen. Denna information uttrycks som kilo tillfört syre per kilowattimme (kg O₂/kWh). Siffran anger luftningssystemets effektivitet. Det vanligast förekommande luftningssystemets effektivitet i renvatten ligger inom det ungefärliga intervallet 2–6 kg O₂/kWh (bottenluftning med membran).

Reglering av syrehalten

Höga syrehalter innebär ökad energiförbrukning och därmed ökade driftkostnader. Det är därför viktigt att syrehalterna kan hållas på en nivå som är processtekniskt motiverad. Den effektivaste, och idag vanligaste, styrningen fås med hjälp av kontinuerlig varvtalsreglering med styrimpulser från syremätare i bassängerna.

Sedimentering

Syftet med sedimenteringssteget i aktivslamprocessen är dels att avskilja både det biologiska och det kemiska slammet, dels att förtjocka slammet innan det leds tillbaka till det biologiska steget som returslam.

Sedimenteringen sker med gravitation och är aktivslamprocessens mest kritiska steg. Utan en väl fungerande sedimentering spelar det ingen roll om processen i övrigt är aldrig så sofistikerad och effektiv.

Aktivt slam med god sedimenteringsförmåga:

- Sedimenterar med hög hastighet
- Upptar en liten volym efter sedimentering, d.v.s. är kompakt
- Ger en ren klarfas efter sedimentering
- Stiger inte upp till ytan och bildar ett slamtäckle efter sedimentering

Mikroorganismer skapar slammets sedimenteringsegenskaper

Belastningen på sedimenteringsbassängen påverkar sedimenteringen i hög grad, men slammets sedimenteringsegenskaper är beroende av vilka mikroorganismer som finns i systemet och vad de gör. Mikroorganismer påverkar sedimenteringsegenskaperna i både positiv och negativ bemärkelse. God flockbildningsförmåga hos slammet är viktigt för snabb och effektiv sedimentering. Slammets sedimenteringsförmåga beror på hur flockarna ser ut, vilket i stor utsträckning avgörs av sammansättningen av mikroorganismer.

Vissa bakterier producerar olika typer av s.k. extracellulära polymerer, som fungerar som klister för att skapa och hålla ihop flockarna. Det finns andra bakterier som växer som långa trådar, s.k. filament. Filamentbildande bakterier är en normal del av flocken och vid låg förekomst är de av betydelse för flockens struktur där de fungerar som armering. Blir filamenten för många skapar det däremot sedimenteringsproblem. Kunskapen om hur och varför flockar bildas är ännu bristfällig. Flera mekanismer är involverade och processen är komplex.

Filament = bakterier som tillsammans formar långa trådar.

Reningseffekt

Reningseffekten vid aktivslamanläggningar är beroende av slambelastningen och av eftersedimenteringens slamavskiljningsförmåga. Normalt kan man räkna med följande BOD-reduktion om halten suspenderad substans efter sedimentering inte överstiger cirka 10–20 g/m³:

- Högbelastad anläggning, 60–70 %
- Normalbelastad anläggning, 90–95 %
- Lågbelastad anläggning, 90–99 %

Drift

Driftparametrar

En viktig parameter vid biologisk rening av avloppsvatten är *förhållandet mellan* tillförd näringsmängd (*förorening*) och befintlig mikroorganismmängd (*slammängd*). Detta förhållande, den s.k. slambelastningen, definieras som förhållandet mellan per dygn tillförd BOD-mängd och i luftningsbassängen befintlig mängd suspenderad substans (slammängd).

Total slamålder anger den genomsnittliga tiden i dygn som en slampartikel befinner sig i aktivslambassängerna (luftad och oluftad). Aerob slamålder anger den genomsnittliga

tiden i dygn som en slampartikel befinner sig i den luftade delen av aktivslambassängerna (luftningen). Den aeroba slamåldern är mest intressant.

Specifika BOD belastningen (volymbelastningen) anger hur mycket organiskt material som tillförs en luftningsbassäng per m³ bassängvolym och dygn.

Den vid aktivslamprocessen bildade överskottsslamm mängden (slamproduktionen) är beroende av slambelastningen och mängden suspenderat material som kommer med från försedimenteringen.

Sedimenteringsproblem

Många sedimenteringsproblem är relaterade till mikroorganismer. Balansen mellan frilevande, slembildande och filamentbildande bakterier är viktig för att få goda slamegenskaper. Om denna balans rubbas kan stora problem uppstå i sedimenteringsbassängen. Sedimenteringsproblem har flera orsaker och alla dessa är inte kända. I princip beror problemen på:

- Förhöjd tillväxt av filamentbildande mikroorganismer
- Försämrade flockbildning

I aktivslamprocesser kan man urskilja sex olika typer av sedimenteringsproblem som är relaterade till mikroorganismer. Dessa sammanfattas i Tabell 11.

Tabell 11 De vanligaste förekommande sedimenteringsproblemen som relaterar till mikrobiell biomassa i aktivslamprocesser.

Filament = svårsedimenterbart slam
Viskös = seg, trögflytande.

Hydrofob = vattenskyende.
Ämnen som inte löser sig i vatten.

Sedimenteringsproblem	Trolig orsak	Konsekvens
Dispergerad tillväxt	Inga riktiga flockar bildas då mikroorganismerna förekommer som enskilda celler	Utgående vatten är grumligt, dålig sedimentering
Mikroflockar	Små, svaga flockar som lätt slås sönder. Uppstår då BOD i inkommande vatten är låg i förhållande till SS-halten	Utgående vatten är grumligt, lågt SVI
Flytslam	Spontan denitrifikation/anaerob nedbrytning i sedimenteringsbassängerna vid lång uppehållstid	Slamtäcke i sedimenteringsbassänger
Slamsvällning		
a) Viskös slamsvällning	Stor produktion av extracellulära polymerer. Vanligtvis i reningsverk som behandlar industriellt avloppsvatten med låg halt av fosfor eller kväve	Dålig sedimentering, slam i utgående vatten
b) Filamentös slamsvällning	Hög halt av filamentbildande bakterier som sammanbinder flockar eller skapar flockar med hålrum, till exempel Microthrix	Högt SVI, och i svåra fall slamflykt, men klar vattenfas
Skumning	Hydrofoba, skumbildande bakterier till exempel Nocardia och Microthrix	Stabilt skum på ytan av bassänger, slam i utgående vatten, skumning i rötkamrarna, hälsorisk

Ett annat mycket vanligt förekommande problem är skumning. Det orsakas oftast av vissa filamentbildande bakterier och flera av dessa är desamma som de som orsakar slamsvällning. Detta problem uppstår främst vid lågbelastade aktivslamprocesser och hindrar slammet från att sedimentera. Det tjocka bruna skummet som bildas lägger sig på ytan av bassängerna och hindrar slammet från att sedimentera. För reningsverkspersonalen är skummet även en hälsorisk då det från skummet avgår aerosoler som innehåller mikroorganismer.

Ibland flyter slam, som redan sedimenterat, upp till ytan. Nedbrytning kan uppstå då slam ligger kvar för länge i sedimenteringen innan det pumpas tillbaka som returslam. Denitrifierande bakterier bildar både kvävgas och koldioxid när de är aktiva. Gasen

lyfter upp slammet och man får bekymmer med flytslam. En mindre mängd gas bildas också vid anaerob nedbrytning som pågår om det finns någorlunda lättnedbrytbara organiska föreningar i slammet.

Finns det för få filamentbildande bakterier i aktivslamprocessen blir flockarna oftast för små för att kunna sedimentera effektivt.

Flockbildningen kan också utebli helt och mikroorganismerna befinner sig som enskilda, fritt svävande celler i vattnet. Sådan s.k. dispergerad tillväxt beror antagligen på för låg produktion av extracellulära polymerer, vilket gör att flockbildningen förhindras.

Dispergerad = finfördelad

Luftningsproblem

Igensättning av finblåsiga luftare kan orsakas av föroreningar i luften (invändig igensättning) eller i avloppsvattnet (utvändig igensättning). I system med styrimpulser från syremätare i bassängen märks igensättning på ökad energiförbrukning. Verkan av en igensättning för system utan sådan styrning är beroende av typ av luftförsörjning. Vid fläktar minskar luftmängden, vilket kan observeras okulärt, samtidigt som energiförbrukningen minskar. Vid användning av vridkolvblåsmaskiner ökar energiförbrukningen medan luftmängden är i stort sett oförändrad.

12 Biofilmsystem

Användningsområden

Biofilmsystem är mycket tåliga mot belastningsvariationer och tillfälliga chocker av industriellt avloppsvatten. Detta beror på den stora mängden mikroorganismer som alltid finns magasinerad i biofilmen. På grund av sin tålighet lämpar sig biofilmsystem väl för biologisk rening även av små avloppsvattenmängder.

Biologiska bäddar för BOD-avskiljning har trängts tillbaka av aktivslammetoden. De är numera inte så vanliga men förekommer till exempel vid mindre kommunala anläggningar och vid höga industriella belastningar.

Installationer av suspenderade bärare ökar däremot. Denna teknik är framför allt vanlig vid införande av eller uppgradering till kväveavskiljning.

Reningsprincip

Den biomassa som bildas då mikroorganismer tillväxer på en yta kallas biofilm. Biofilmen är en gelatinös hinna som innehåller bland annat bakterier, svampar, protozoer, alger och larver av diverse organismer. Mikroorganismerna förekommer normalt i avloppsvattnet och bygger upp beläggningen på ytorna till full aktivitet inom två till tre veckor. Full effekt uppnås snabbare vid varma än kalla temperaturer. Biofilmen adsorberar svävande slampartiklar och kolloider i avloppsvattnet och förmår också att ur avloppsvattnet uppta och omvandla större delen av de lösta organiska ämnena.

I biobäddar upptar avloppsvattnet det erforderliga syret dels då vattnet faller fritt från en spridare ned på bäddmaterialet, dels då vattnet därefter sipprar ned genom bädden i kontakt med luft som genomströmmar bäddens hålrum uppåt eller nedåt.

I biofilmsystem med suspenderade bärare tillsätts luften till avloppsvattnet vanligtvis genom bottenmonterade grovblåsiga luftningsanordningar, vilket också håller bärarna svävande (suspenderade). Utformningen av bärarna optimeras så att en god transport av syre och substrat från avloppsvattnet till biofilmen skapas.

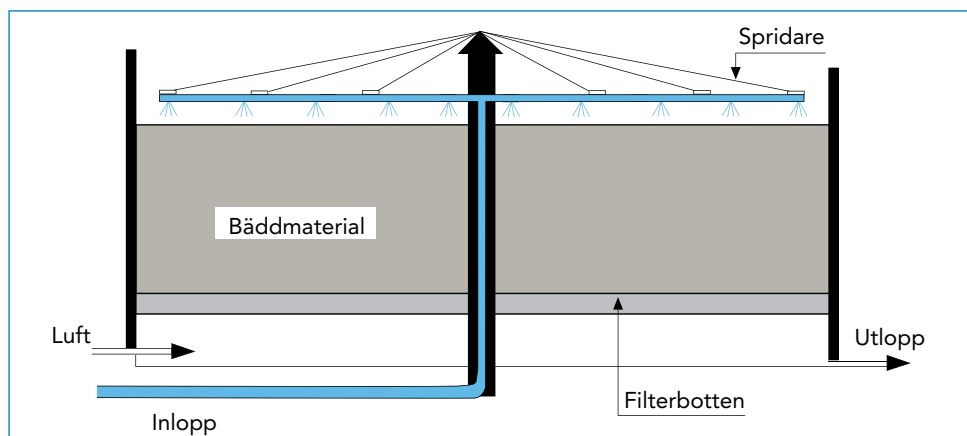
I både biobäddar och suspenderade biofilmsystem faller överskottet av biomassan av från ytan. Detta sker då tjockleken på det anaeroba skiktet blivit för stor.

Kolloider = små partiklar som håller sig svävande i avloppsvattnet.

Utformning av högbelastade biobäddar

Över en biobädd sprids avloppsvattnet med hjälp av spridare som ser till att vattnet distribueras jämnt över biobäddens ovanyta. Avloppsvattnet sipprar långsamt ned genom bädden och fördelas över biofilmen som sitter fast på bäddmaterialets yta. Bädden dräneras på undersidan på sådant sätt att den yttre luften får fritt tillträde. Vattnet som runnit igenom biobädden innehåller slam och leds därför genom en separationsprocess (oftast en sedimentringsbassäng) innan det släpps ut i recipienten. Bäddens underbyggnad måste utföras så att luften får fritt tillträde och så att avloppsvattnet lätt kan avrinna utan risk för slamavsättning. Luftningen av bädden sker genom självциркуlation eller fläktar som oftast leder luft underifrån och uppåt i biobädden (se Figur 32).

Bäddmaterialet utgörs av sten (makadam) med en styckestorlek av 70–90 mm eller av plastmaterial med stor specifik yta. Bäddhöjden uppgår i regel till 3–4 m. Vid denna höjd brukar den naturliga luftningen alltjämt vara tillräcklig men i många fall utrustas bädden med fläktar för att säkerställa syretillförseln i händelse av att den naturliga luftningen tillfälligtvis skulle bli otillräcklig. Avloppsvattnet leds in genom en vertikal ledning i bäddens centrum.



Figur 32 Biobäddens uppbyggnad

Lågbelastade bäddar för BOD-avskiljning har i dag endast historiskt intresse som föregångare till den högbelastade bädden. Den lågbelastade bädden byggs i stort sett på samma sätt som den högbelastade, men belastas med mindre mängd BOD per volym.

Cirkulationspumpning

I avsikt att höja reningseffekten har man vid högbelastade bäddar infört cirkulationspumpning av redan behandlat avloppsvatten. Detta förfarande innebär att bädden beskickas med en större avloppsvattenmängd, samtidigt som avloppsvattnets föroreningskoncentration minskar.

Ventilation

I väl ventilerade bäddar erhålls en tillfredsställande naturlig ventilation genom temperaturskillnaden mellan luft och avloppsvatten. Risken för långvariga perioder med för låg ventilation är liten p.g.a. dygnsvariationerna i lufttemperaturen.

Den naturliga ventilationen är i regel tillräcklig vid öppen bädd. Däremot måste mekanisk ventilation med hjälp av fläktar införas så fort bädden överbyggs. Ett sätt att kombinera syresättning och luktreduktion, är att använda illaluktande ventilationsluft från avloppsanläggningen för att syresätta biobädden.

Ventilationen avser inte enbart att tillföra bädden det syre som mikroorganismerna behöver, utan också att avlufta bädden på koldioxid som bildas av organismerna. Ju större avloppsvattnets föroreningsgrad är, desto kraftigare ventilation krävs.

För att förhindra alltför stark nedkylning vintertid bör möjlighet finnas att reglera luftströmmen med luckor i en självventilerad biobädd. Vid låga temperaturer avtar nämligen mikroorganismernas aktivitet och därmed sjunker reningseffekten. Luftgenomströmningen får dock inte bli så liten att syrebrist uppstår i bädden.

Bäddmaterial

Egenskaper hos ett bäddmaterial (andra benämningar är bärarmaterial eller fyllnadskroppar) som är av intresse är främst den specifika ytan samt hålrumsvolymen. De biologiska reningsprocesserna i en biobädd sker i en biofilm som växer på bäddmaterialet. Den uppnådda reningseffekten är därför beroende av den sammanlagda kontaktytan mellan bäddmaterialet och avloppsvattnet, under förutsättning att tillgången på syre är tillfredsställande. Ju mer yta per kubikmeter (specifika ytan) desto mer biomassa som kan rena vattnet.

Hålrumsvolymen i bädden avgör bäddens hydrauliska kapacitet, det vill säga hur mycket avloppsvatten per tidsenhet bädden kan behandla. Stor hålrumsvolym ger även luften bättre möjlighet att nå biofilmen.

Spridare

Spridarens uppgift är att så jämnt som möjligt fördela avloppsvattnet över bäddytan. Spridaren dimensioneras för en viss bestämd vattenmängd per tidsenhet. Understiger vattenmängden den dimensionerade blir fördelningseffekten försämrad.

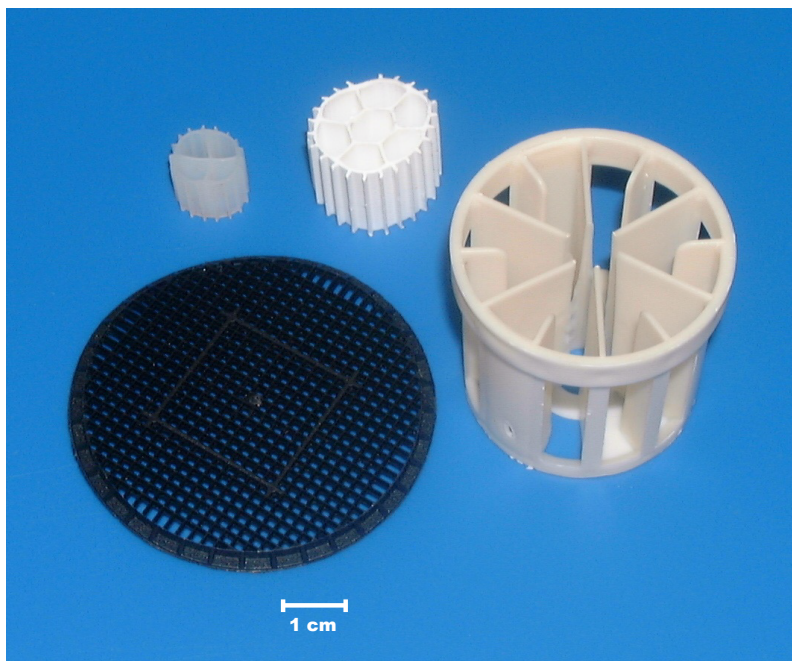
Såväl fasta som rörliga spridare kommer till användning. Rörliga spridare kan utföras antingen som travers- eller roterande spridare. Runda biobäddar med roterande spridare är den vanligaste utformningen.

Utformning av andra biofilmsystem

Suspenderade bärare – suspenderad biofilmsteknik

I ett system med suspenderade bärare leds avloppsvattnet kontinuerligt in till en reaktor med 1–5 cm stora bärare. Grovblåsiga bottenluftare håller bärarna i ständig rörelse och förser mikroorganismerna med syre. Ett galler i utloppet av reaktorn håller kvar bärarna men låter det renade vattnet och biofilmsöverskott (slam) passera.

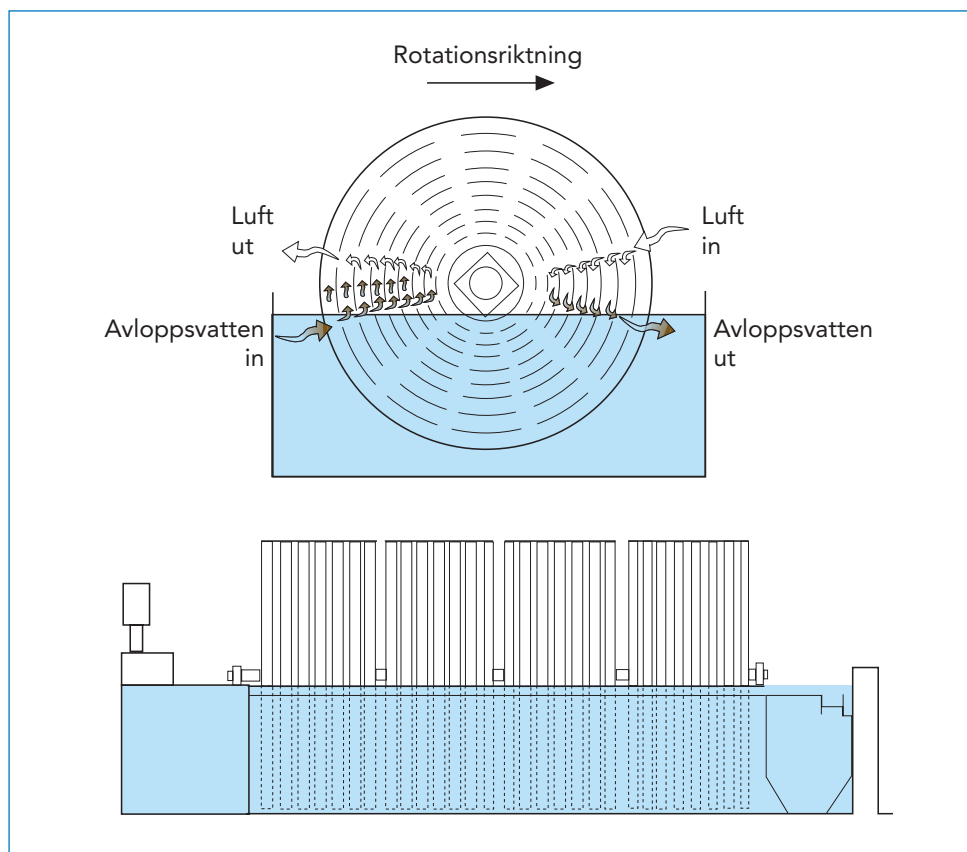
Suspenderade bärare finns i ett flertal olika modeller. De består vanligast av extruderad HD-polyetylen med en densitet på 0,96–0,98 g/cm³. Den skyddade biofilmsytan inuti bärarna är 200–500 m²/m³ beroende på modell. Med denna teknik går det att klara av även extrema belastningar på 200 kg COD per m³ reaktorvolym och dygn.



Figur 33 Olika modeller av suspenderade bärare

Biorotorer

En biorotor består av vertikalt monterade skivor i plast vilka till 40 % är nedsänkta i avloppsvatten. Genom att skivorna sakta roterar (vanligen 1–2 varv per minut) befinner sig bärarmaterialet omväxlande i avloppsvatten och ovanför vattenytan. Organiska föroreningar i avloppsvattnet bryts ned av de mikroorganismer som växer på skivorna. Syre tas upp under passagen genom luften. Skivdiametern kan uppgå till 3,5 m och beroende på hur tätt skivorna sitter blir den specifika ytan 100–230 m²/m³. Biorotorer är känsliga för igensättning och avloppsvattnet bör därför förbehandlas (galler, sil och/eller försedimentering). En principskiss på biorotorn visas i Figur 34.



Figur 34 Verkningsätt för biorotor

Reiningseffekt

Vid en högbelastad biobädd kan man vanligen räkna med en reduktion av cirka 80–90 % av BOD_7 -mängden i ett kommunalt avloppsvatten. Då biobäddar med bärrmaterial av plast används som förbehandling av industriella avloppsvatten erhålls en BOD_7 -reduktion av cirka 60–70 %.

För att höja reningseffekten fordras en ökad recirkulation av renat avloppsvatten. Ökad recirkulation ger ökade pumpkostnader. Ur ekonomisk synvinkel drivs därför BOD -reduktionen i en biobädd inte längre än till cirka 90 %. Aktivslamprocessen blir mer ekonomisk vid längre gående rening.

Förutom genom cirkulationspumpning av avloppsvatten kan reningseffekten ökas genom att den biologiska bädden utförs som flera bäddenheter. De passeras av avloppsvattnet i tur och ordning, s.k. flerstegsbäddar. Reningseffekten kan också ökas genom kombinationer med andra reningsmetoder.

Drift

Driftparametrar

Avgörande för driftresultatet är BOD -belastningen och den hydrauliska belastningen.

BOD -belastning

För att uppnå en viss reningseffekt får förhållandet mellan mängden tillförd föda (föroreningsmängd) och mängden mikroorganismer inte vara för högt. Mängden mikroorganismer mäts i antalet kvadratmeter med biofilm. Förhållandet föda/mikroorganismer kan då anges som en viss BOD -belastning, kg BOD_7 per m^2 bäddyta och dygn.

BOD_7 = biokemisk syreförbrukning under 7 dygn.

Tabell 12 Karakteristika för olika biofilmsystem

	BOD-belastning kg BOD/ m ³ ,d	Hydraulisk belastning m/h	Höjd m	Material	Specifik yta m ² /m ³	Hålrum %
Låg- till medel- belastad biobädd	0,2–1,2	0,3–1,5	1–4	Makadam, klinker, slagg, lava	40–60	40–50
Högbelastad biobädd	1,5–4	2–5	4–6	Plast	100–240	98
Andra biofilm- system	1,5–4,5			Rörliga bärare	250–1000	
				Sand	3000–6000	

Jämför med aktivslamprocessen där mängden slam, uttryckt som kg VSS, används för motsvarande beräkning. Vid ett givet bäddmaterial har man en känd yta per bäddvolym och då kan BOD-belastningen anges som kg BOD₇ per m³ bäddvolym och dygn.

BOD-belastningen beräknas på följande sätt:

$$\text{BOD-belastning} = \frac{Q \cdot \text{BOD}}{V \cdot s} \quad \text{kg BOD}_7/\text{m}^2, \text{ d}$$

eller

$$\text{BOD-belastning} = \frac{Q \cdot \text{BOD}}{V} \quad \text{kg BOD}_7/\text{m}^3, \text{ d}$$

Observera skillnaden i enheter

där Q = inkommande avloppsvattenflöde, m³/d

BOD = BOD-halt i försedimenterat vatten, kg BOD₇/m³

V = bäddvolym, m³

s = specifik yta på bäddmaterialet, m²/m³

För uträkning av BOD-belastning på reaktorer med suspenderade bärare måste man känna till fyllnadsgraden (f) av bärare i reaktorn. Det vill säga hur stor volymprocent av reaktorn som bärarna upptar.

$$\text{BOD-belastning} = \frac{Q \cdot \text{BOD}}{V \cdot s \cdot f} \quad \text{g BOD}_7/\text{m}^2, \text{ d}$$

där Q = inkommande avloppsvattenflöde, m³/d

BOD = BOD-halt in till reaktorn, g BOD₇/m³

V = reaktorvolym, m³

s = specifik yta på bäddmaterialet, m²/m³

f = fyllnadsgrad, %.

Hydraulisk belastning

Den hydrauliska belastningen anger avloppsvattenflödet inklusive recirkulerande flöde per m² av bäddens ovanyta och timme. Den beräknas på följande sätt.

$$\text{Hydraulisk belastning} = \frac{Q}{A} \text{ m/h}$$

Q = avloppsvattenflöde, m³/h

A = bäddyta, m²

Typiska värden för driftparametrar för rening av BOD med biofilmsystem

För att skapa en känsla för vilka siffror som kan vara rimliga samlas här värden som är typiska för avloppsreningsverk med normala belastnings- och driftförhållanden. Idag är unika processlösningar inte ovanliga varför värdena skall tas som indikationer på rimlighet i olika värden som räknas fram.

BOD-belastning

Typiska värden för *biobäddar* ligger omkring 1,8 kg BOD₇/m³,d för bärmaterial av plast och mellan 0,8 och 1,2 kg BOD₇/m³,d för sten. Vilket med normala specifika ytor betyder 12–20 g BOD₇/m²,d.

Typiska värden för *suspenderade bärare* är 1,5–4,5 kg BOD₇/m³,d. Fyllnadsgrad och önskat reningsresultat spelar såklart roll.

Hydraulisk belastning

Typiska värden är 0,8–2 m/h för biobäddar med bärmaterial av plast.

13 Kväveavskiljning

Behov av kväveavskiljning

Kväve är ett viktigt näringsämne för alla levande organismer. Men kväveföreningar kan också vålla problem av olika slag i våra naturliga vatten. Problem som kan motivera att kväve avlägsnas från kommunalt avloppsvatten är:

- Hälsorisker i dricksvatten
- Syrebrist i recipienten
- Eutrofiering i recipienten

Hälsorisker

Alltför höga nitrathalter i dricksvatten är en risk eftersom nitrat övergår till nitrit. Nitrit påverkar hemoglobinet i de röda blodkropparna så att syreupptagningen minskar. Detta kan bli särskilt allvarligt för spädbarn som får modersmjölksersättning. Vissa undersökningar tyder även på ett samband mellan hög nitrathalt i dricksvatten och magcancer. Högsta tillåtna nitrathalt i dricksvatten är 50 g NO₃/m³ vilket motsvarar 11 g NO₃-N. Dricksvattnet är otjänligt >50 g NO₃/m³.

I jordbruksintensiva regioner är nitrathalten i vattendrag och grundvatten så höga att avlägsnande av nitrat från vatten för dricksvattenproduktion inom en snar framtid sannolikt blir nödvändig. Yt- och grundvatten betraktas som förorenat vid nitrathalter över 50 g NO₃/m³. I de regioner där avloppsvatten direkt eller indirekt återanvänds som dricksvatten är kväveavskiljning helt nödvändig. Den kan antingen ske vid avloppsureningen eller vid rening av dricksvatten.

Syreförbrukning

Om kvävet föreligger i form av ammoniak (NH₃) eller ammonium (NH₄⁺) när det når en syrerik recipient kommer bakterierna att oxidera detta till nitrit och nitrat. Vid denna oxidation förbrukar bakterierna syre som tas ur recipienten vars syrenehåll minskar. För oxidation av ett gram kväve från ammoniak till nitrat åtgår cirka 4,6 g syre.

Eutrofiering

Om för mycket näring tillförs ett vattenområde (eutrofiering), ökar alg tillväxten och orsakar igenväxning. Algtillväxt fordrar tillgång till vissa näringsämnen. Saknas ett av dessa sker ingen algtillväxt oavsett hur god tillgången på övriga ämnen är. Det ämne som det är brist på begränsar tillväxten.

Tillväxt av alger kan schematiskt beskrivas med formeln

Kolkälla + närsalter + mikroämnen + ljusenergi ↔ alger + syrgas

CO₂ + NO₃⁻/PO₄³⁻ + metalljoner ↔ alger + O₂
vitaminer

Av ovanstående formel framgår att av ämnena till vänster om pilen kan det vara antingen koldioxid, kväve, fosfor, mikroämnen eller ljus som begränsar algtillväxten i en recipient. Av dessa är det lättast att kontrollera tillförseln av fosfor som till stor del finns i orenat avloppsvatten. Kväve kommer till största delen från kvävegödselmedel som används i jord- och skogsbruk samt från nederbörd, varvid kvävekällan bland annat är

Eutrofiering = övergödning

Recipient = vattendrag, sjö eller hav som tar emot avloppsvatten.

Nitrat = NO₃

Nitrit = NO₂

NO₃-N = Nitratkväve, endast kvävet i föreningen är av intresse.

Oxidation = kemisk reaktion vid vilken två ämnen utbyter elektroner. Det ämne som avger elektroner sägs bli oxiderat. Det som upptar elektronerna sägs bli reducerat. Bakterier utvinnet energi genom att oxidera vissa ämnen.

CO₂ = koldioxid

NO₃⁻ = nitratjon

PO₄³⁻ = fosfatjon

biltrafik. Vissa organismer, bl. a. alger, kan tillgodogöra sig kväve direkt ur luften. Mikroämnen behövs i så liten mängd, att det inte är realistiskt att begränsa algutväxten genom avskiljning av dessa från avloppsvatten.

Historik

Åtgärder för att ta bort fosfor ur avloppsvatten har på några decennier lett till en betydande minskning av eutrofieringen i sjöar, vattendrag och i delar av våra skärgårdar. Trots det har en ökad eutrofiering erhållits i Östersjön och Kattegatt. Fosfor är i grunden begränsande, men fosfor från främst jordbruk och avlopp har under de senaste 100 åren ansamlats i sediment. Vi saknar för närvarande kunskap om hur vi skall få bort eller fixera denna fosfor i botten slam i Östersjön. Vid syrebrist frigörs fosfor ur slammet och en ond cirkel startar. För att motverka problem med den frigjorda fosfor är ett viktigt steg att undvika syrefria botten.

En del av övergödningssproblemet anses bero på den ökade kvävetillförseln. Detta var det huvudsakliga skälet till att man i mitten på 80-talet började ställa krav på avskiljning av kväve vid kustnära kommunala avloppsverk större än 10 000 pe i södra Sverige. Under en intensiv period byggdes många reningsverk om för kväveavskiljning.

År 1992 var 10 % av de personer som var anslutna till kommunala reningsverk anslutna till reningsverk med kväverening. Tio år senare hade den andelen ökat till 52 % och år 2012 till 73 %. De totala kväveutsläppen till Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt har drygt halverats under samma period, från ca 11 100 ton år 1992 till ca 5 500 ton år 2012. Den genomsnittliga kvävereningsgraden i reningsverken med utsläpp till dessa tre recipienter var 73 % år 2012.

Reningsverkens kvävebelastning på haven är lägre än utsläppen. Siffrorna beaktar inte naturens retention när kvävet transporteras mot havet. Rätten att tillgodoräkna sig retentionen när krav på kväverening regleras kom för mindre än tio år sedan genom utslag i EU-domstolen. Retentionen i södra Sverige där krav på kväverening är föreskriven varierar mellan 0 % och 93 %.

Reningsprincip för biologisk kväveavskiljning med nitrifikation och denitrifikation

Bakgrund och princip

Den huvudsakliga källan för kväve till våra kommunala avloppsreningsverk är befolkningens konsumtion av proteinhaltig föda (äggviteämnen). I kroppen bryts äggviteämnen ned via ammonium och vidare i levern till urinämne, som utsöndras med urinen. En mindre mängd kväve avlägsnas även från kroppen med faeces och som ammonium.

En del av urinämnen omvandlas i ledningssystemet eller tidigt i reningsverket till ammoniumkväve. Till ett reningsverk med ett långt ledningsnät kommer kvävet huvudsakligen som ammonium (60 % av kvävet) och organiskt bunden kväve (bland annat urinämne). Eftersom pH i avloppsvatten är i det närmaste neutralt (pH 7) föreligger kvävet som ammonium i stället för ammoniak.

Även vid biologisk rening utan speciell kväveavskiljning assimileras en del av kvävet i biomassan. Detta beror på att bakterierna behöver kväve för sin tillväxt. Om denna biomassa är aktivt slam, förs en viss del av kvävet bort genom uttag av överskottsslam. På detta sätt avlägsnas 10–30 % av inkommande kvävemängd beroende på bakterietillväxten, som i sin tur beror på hur mycket organiskt material som kommer in.

För att nå högre avskiljningsgrad måste kvävet avskiljas på annat sätt än med överskottsslammet. Att omvandla kväve till kvävgas (N_2) är den metod som används vid

Urinämne = urea, karbamid, NH_2CONH_2 oxidationstal -3.

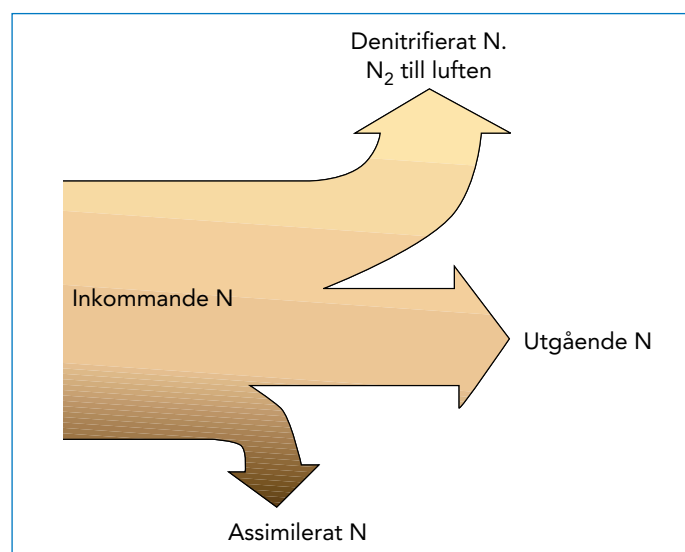
Faeces = avföring

Ammonium = NH_4^+

Organiskt material = kolföreningar, innehåller alla kol (C) och väte (H).

Assimilera = ta upp.

biologisk kväveavskiljning. Kvävgasen avgår sedan till atmosfären som redan till ca 80 % består av kvävgas. Omvandlingen till kvävgas sker vanligen genom att koppla de två mikrobiologiska processerna nitrifikation och denitrifikation. Forskning kring andra biologiska metoder för att avskilja kväve ur avloppsvatten pågår, men används i nuläget inte i större omfattning.



Figur 35
Avskiljningsvägar
vid biologisk
kväveavskiljning

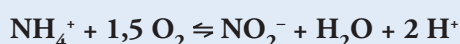
Nitrifikation

Nitrifikation sker i två delsteg. Först omvandlar ammoniumoxiderande bakterier ammoniumjonerna till nitritjoner, varefter nitritoxiderande bakterier omvandlar nitritjonerna till nitratjoner. Eftersom omvandlingen är en oxidation med syre, är aeroba betingelser nödvändiga. Detta tvåstegsförlopp kallas nitrifikation och bakterierna som utför den är autotrofa nitrifierare.

Autotrofa bakterier = bakterier som bildar biomassa med koldioxid (oorganiskt material) som kolkälla.

Schematiskt kan förloppen beskrivas med följande reaktionsformler:

Oxidation av ammoniumjoner till nitritjoner med hjälp av bakterier:



Oxidation av nitritjoner till nitratjoner med hjälp av bakterier:



Totalförloppet vid oxidation av ammoniumjoner till nitratjoner kan skrivas:



Totalt åtgår 4,6 g syre per gram kväve som oxideras. Samtidigt frigörs 0,14 g vätejoner per gram oxiderat kväve.

Oxidation = i detta sammanhang detsamma som reaktion med syre

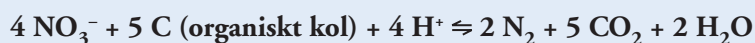
De nitrifierande bakterierna får energi genom att oxidera ammonium eller nitrit. De flesta andra bakterier får energi genom att oxidera organiskt material. Kol att bygga upp celler med får de nitrifierande bakterierna från koldioxid. Nitrifierande bakterier behöver använda en stor andel av sin energi för att ta upp koldioxid till sin biomassa. Detta medför att de växer och förökar sig långsammare än bakterier som kan använda organiskt material som kolkälla.

För att de nitrifierande bakterierna skall finnas i systemet behöver de tillräcklig tid på sig för att föröka sig. Tillväxten påverkas positivt av högre temperatur och till viss del även av högre syre- och/eller ammoniumhalter. pH skall idealt vara mellan 7,5–8,6. De nitrifierande bakterierna är dessutom känsliga för ämnen med giftverkan i avloppsvattnet. Sammantaget medför detta för ett aktivslamsystem att slamåldern inte får vara lägre än att nitrifierarnas tillväxt kompenserar för uttaget av nitrifikationsbakterier med överskottsslam och slamflykt.

Denitrifikation

Om nitrathaltigt avloppsvatten kommer till en miljö där det saknas syre kommer bakterierna att i brist på syrgas i stället använda nitraten (nitratrepiration). En miljö utan löst syre men med nitrit och/eller nitrat kallas anoxisk. Kvävet i nitraten reduceras via bland annat nitrit till kvävgas. Detta förlopp kallas denitrifikation och utförs av heterotrofa bakterier, som får sin energi för tillväxt från nedbrytning av organiskt material, ofta kallat kolkälla.

Förloppet kan schematiskt beskrivas med följande reaktionsformel:



Förutsättningar för denitrifikation i avloppsreningsverk är:

- tillgång till nitrat
- frånvaro av löst syre (O_2)
- kolkällans kvalitet och mängd
- temperaturen
- pH

Denitrifikationshastigheten beror på hur effektivt bakterierna respirerar. Vid högre temperatur respirerar bakterierna snabbare liksom då bakterierna har tillgång till en kolkälla som är mer lättomsättlig än den som finns i inkommande avloppsvatten.

Biologisk kväveavskiljning resulterar i kvävgas som är en naturlig beståndsdel i luften och inte har någon gödande effekt. Vid kväveavskiljningen bildas ibland även en mindre andel lustgas, N_2O . Denna gas bryter ned atmosfärens ozonskikt och tillhör de så kallade växthusgaserna, vilka kan påverka klimatet. De kommunala reningsverkens bidrag till den totala bildningen av lustgas är dock liten vid stabil drift.

Parametrar som påverkar nitrifikation och denitrifikation

Alkalinitet och pH

Alkalinitet påverkar och påverkas av processerna som ingår i kväveavskiljningen på flera sätt. Alkaliniteten är ett mått på en vätskas buffertförmåga, d v s förmågan att motstå en pH-sänkning. De ämnen som står för alkaliniteten i avloppsvatten räknas samman och presenteras i totalalkalinitet eller i ekvivalenta vätekarbonatjoner. Dessa ämnen finns i olika mängd i avloppsvattnet beroende på källan för dricksvattnet och vad vattnet utsatts för innan det kommer till reningsverket.

I nitrifikationsförloppet (se ovan) bildas det vätejoner som förbrukar vätekarbonatjoner. Om det finns tillräckligt mycket alkalinitet i avloppsvattnet påverkas inte pH-värdet, men om vätekarbonatkoncentrationen (alkaliniteten) är för låg för att ta hand om de bildade vätejonerna kommer pH att sjunka. Om pH sjunker under cirka 7 avtar de nitrifierande bakteriernas aktivitet. Denitrifikationsprocessen, å andra sidan, förbrukar vätejoner och hjälper därmed till att höja alkaliniteten och motverka en pH-sänkning. Dock återfås endast hälften av den alkalinitet som förbrukades vid nitrifikation.

Respiration = process där elektroner från en energikälla tas upp av ett externt oxidationsmedel, till exempel syre, varvid energi konserveras i cellen.

Anoxisk = utan fritt syre, men med tillgång till nitrat som "oxidationsmedel" (elektronacceptor).

Reduktion = kemisk reaktion vid vilken ett ämne upptar en eller flera elektroner.

Oxidationsmedel = ämne som lätt tar upp elektroner och därmed reduceras.

Heterotrofa bakterier = bakterier som bildar biomassa med organiska föreningar som kolkälla.

Ekvivalent = likvärdig, fullt motsvarande.

Giftiga ämnen

Alla biologiska system är känsliga för giftiga ämnen, men av de biologiska processerna i reningsverket är nitrifikationen den känsligaste. Dels hämmas nitrifikationsbakteriernas reaktionshastighet vid lägre koncentrationer av gifter än heterotrofernas, dels gör nitrifierarnas låga tillväxthastighet att det tar längre tid för processen att återhämta sig efter en eventuell utslagning.

Temperatur

I de temperaturintervall som är aktuella i kommunal avloppsvattenrening arbetar de biologiska processerna snabbare ju högre temperaturen är. Temperaturen påverkar både reaktionshastigheten och tillväxthastigheten. Reaktionshastigheten måste vara tillräckligt hög för att t ex all ammonium ska hinna omvandlas till nitrat inom de tillgängliga volymerna. Tillväxthastigheten måste vara tillräckligt hög för att en bakterie ska hinna föröka sig och bli två innan en tas ut med överskottsslammet. Med andra ord måste slamåldern och temperaturen stå i ett visst förhållande till varandra.

Kol/Kväve-förhållande

Beroende på kol/kväve-förhållandet i inkommande vatten till den biologiska processen kommer förhållandet mellan andelen heterotrofer och andelen nitrifierare i biomassan att variera. Ju högre kol/kväve-kvot, desto mer kommer heterotroferna att dominera. Om mycket kol tas bort före biosteget, t ex genom förfällning, kommer nitrifierarna att gynnas och det kommer att finnas en högre andel nitrifierande bakterier i det aktiva slammet.

Kol/kväve-kvoten påverkar också den biologiska kväveavskiljningen genom att det måste finnas tillräckligt mycket kolkälla för denitrifikationen, antingen i det inkommande avloppsvattnet eller som doserad kolkälla. Teoretiskt behövs ett COD/N-förhållande på 2,86 mg COD/mgN för enbart denitrifikationen, men i praktiken bör förhållandet vara minst ca 5 mgN/mg COD eftersom en stor del av kolet åtgår till bakteriernas tillväxt, s k slamproduktion. Kvoten varierar något beroende på att olika kolkällor ger upphov till olika stor slamproduktion.

Driftsparametrar

Driftsparametrar är de saker vi kan styra på ett avloppsreningsverk och för den biologiska kväveavskiljningen är slamåldern, syrehalten och kolkällan de viktigaste styrmöjligheterna.

Slamålder

Den aeroba slamåldern i nitrifierande aktivslamsystem är en viktig driftparameter. Slamåldern är ett mått på hur länge en bakterie i medeltal befinner sig i systemet. För låg slamålder innebär att nitrifikationen förloras vid låga temperaturer eftersom bakterierna inte hinner växa till i samma takt som de tas ut med överskottsslammet. Uttaget av överskottsslam i en nitrifierande aktivslamanläggning måste alltså kontrolleras så att slamåldern inte blir för låg med hänsyn till temperaturen.

De höga slamåldrar som krävs för de autotrofa nitrifierarna innebär att nitrifierande aktivslamsystem kräver mycket större volymer (mer biomassa) än system för endast BOD-avskiljning.

Den höga slamålder som krävs för nitrifikation på grund av nitrifikationsbakteriernas låga tillväxthastighet leder inte sällan till tillväxt av filamentbildande bakterier, till exempel *Microthrix parvicella*. Denna tillväxt av filament hindrar flockarna från att packa sig i sedimenteringen och man får vad som kallas slamsvällning.

Syrehalter

Syrehalterna i de nitrifierande delarna av aktivslamsystemet är viktiga att känna till och kontrollera, eftersom för lite syre försämrar nitrifikationen. Syrehalter runt 2 mg O₂/l är lämpliga. För höga syrehalter kan, förutom ekonomisk olönsamhet, medföra att mycket syre följer med in i den anoxiska zonen. Denitrifierande bakterier använder då syre istället för nitrat och mängden nitrat som denitrifieras minskar, speciellt om det råder konkurrens om kolkällan. Överfallskanter eller pumpning före en anoxisk zon kan leda till oönskad inblandning av syre i vattnet.

Kolkällans mängd och kvalitet

För att denitrifikation ska ske behövs det organiskt material (kolkälla) i tillräcklig mängd. Dessutom ger olika typer av organiskt material olika hög denitrifikationshastighet. Ju mer lättnedbrytbart det organiska materialet är, desto högre blir denitrifikationshastigheten. Om denitrifikationshastigheten är låg behövs större bassängsvolymer för att denitrifikationen ska hinna ske. Antingen kan det organiska materialet som finns i inkommande avloppsvatten användas (intern kolkälla), eller kan extern kolkälla t ex i form av etanol eller metanol tillsättas.

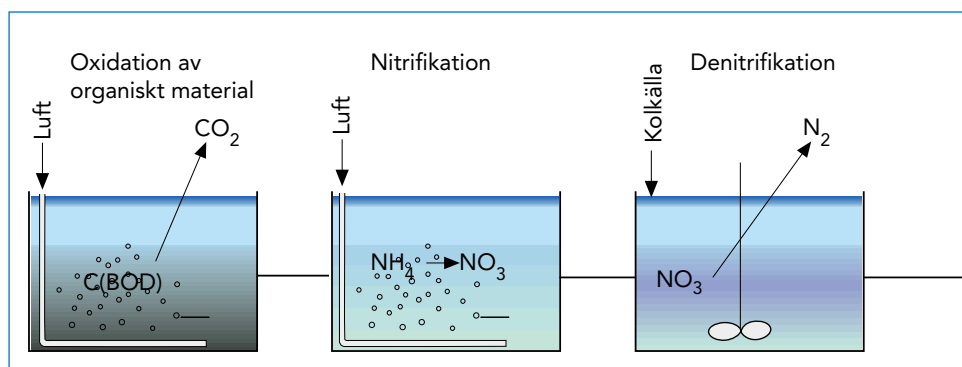
I inkommande avloppsvatten finns en stor mängd organiskt material, men ofta är det materialet relativt långsamt nedbrytbart, vilket betyder att det krävs stora bassängsvolymer för att denitrifikationen ska bli fullständig. Det går att införa så kallade hydrolysisprocesser för att omvandla det långsamma kolet till lättnedbrytbar kolkälla som ger hög denitrifikationshastighet.

Processutformningar för nitrifikation och denitrifikation

Separerade processteg

En möjlighet att avlägsna kväve på biologisk väg är att dela upp den biologiska reningsprocessen i *tre separata och åtskilda delprocesser* (se Figur 36).

- I en delprocess oxideras huvuddelen av det organiska materialet i avloppsvattnet aerobt. Här sker en viss reduktion av kväve genom assimilation.
- Avloppsvattnet tillförs nästa aeroba steg där ammonium oxideras till nitrat. Eftersom vattnet nu innehåller mindre mängd organiskt material växer de heterotrofa bakterierna mindre här och ett bakteriesamhälle med en hög andel nitrifikationsbakterier kan utvecklas.
- I den tredje delprocessen, det anoxiska denitrifikationssteget, tillsätts organiskt material (kolkälla), till exempel etanol. Bakterierna reducerar här kvävet i nitratjonerna för att oxidera det organiska kolet i etanolen. Slutprodukterna blir kvävgas och koldioxid.



Figur 36 Flödesschema vid biologisk kväveavskiljning i en trestegsprocess.

Dessa tre processteg (oxidation av organiskt material, nitrifikation och denitrifikation) sker med hjälp av bakterier. Bakterierna (biomassan) befinner sig antingen suspenderad i flockar i avloppsvattnet (aktivt slam – suspenderad biomassa) eller sitter fast på något (biofilmsystem – immobiliserad biomassa).

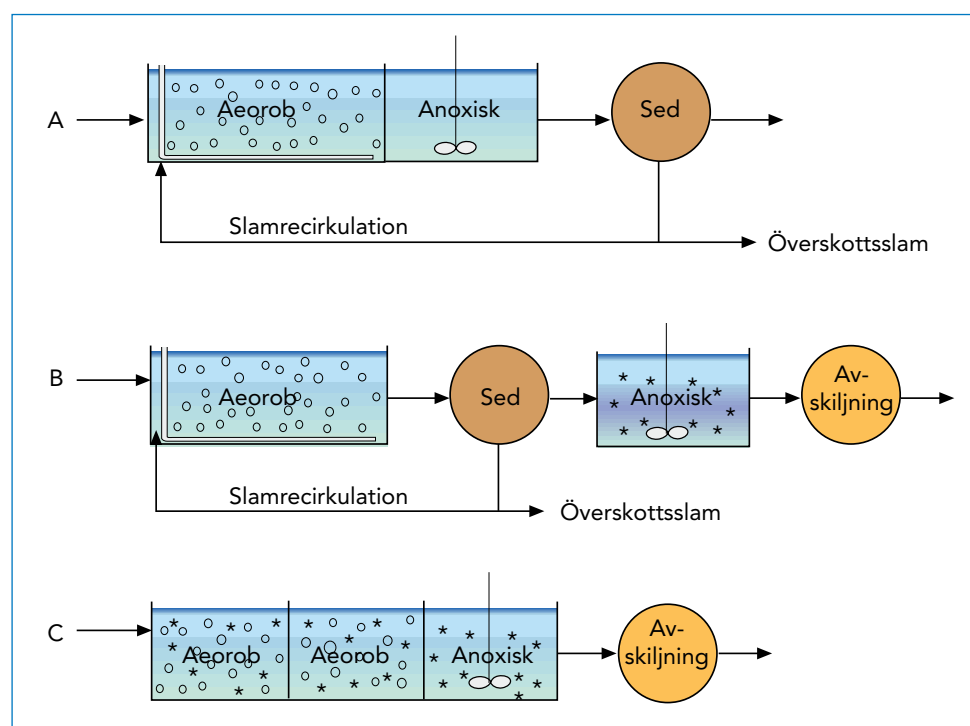
Om tre separata system av suspenderad biomassa ska utföra de tre delprocesser som beskrivs i Figur 37 behövs tre sedimenteringsbassänger för de tre slamsystemen (tre-slamsystem). Likaledes krävs separat tillsats av organiskt material. Detta ger höga kostnader. Ett sätt att reducera kostnaderna är att integrera de tre delprocesserna i ett gemensamt slamsystem, ett så kallat en-slamsystem.

Efterdenitrifikation

Ett en-slamsystem med en första zon för oxidering av organiskt material och av ammonium till nitrat följt av en anoxisk zon för denitrifikation visas i Figur 37. Utan tillsättning av kolkälla i den anoxiska zonen blir dock reduktionen av nitrat oftast ej tillräcklig. Behövs kolkälla kan denna vara extern eller utgöras av ett delflöde avloppsvatten som leds förbi den aeroba zonen.

Ett möjligt sätt att utforma efterdenitrifikation är ett en-slamsystem för samtidig nitrifikation och nedbrytning av organiskt material följt av en separat delprocess för denitrifikation i ett biofilmsystem. Även här behövs tillsättning av kolkälla. System med endast biofilm förekommer också och är då baserade på suspenderade bärare. Varje steg får då specialiserade bakteriesamhällen, precis som i ett tre-slamsystem. Separering av slam efter varje steg behövs inte i biofilmsystem. Dock behövs en separering av det överskott av biomassa som lossnar från bärarna. Jämfört med ett aktivslamsystem behövs mindre bassängvolymer i ett biofilmsystem. Processerna visas schematiskt i Figur 37.

Med tillsättning av extern kolkälla kan långtgående reduktion av nitrat ske. Nackdelen är kostnaden för denna kolkälla samt de högre kraven på styrning och kontroll. Felaktigheter i dosering kan leda till förhöjda utsläpp av BOD eftersom efterdenitrifikationszonen ligger sist i avloppsreningsprocessen. Oftast behövs en liten luftad zon på slutet för att säkerställa att all tillsatt kolkälla verkligen förbrukas.

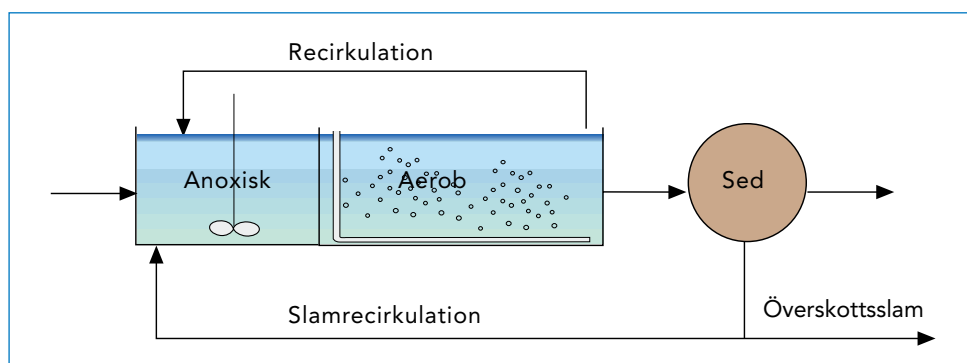


Figur 37 Efterdenitrifikation i en-slamsystem (A), i en-slamsystem med separat denitrifikation i biofilm (B) eller i biofilmsystem (C).

Fördenitrifikation

Fördenitrifikation är en teknik för biologisk kväveavskiljning med aktivt slam där kolkällan i det inkommande vattnet används för denitrifikation. Vid fördenitrifikation ligger den anoxiska zonen först och avloppsvattnet leds direkt in i den. Eftersom nitrifikationen inte sker förrän i den aeroba zonen måste all nitrat som ska nitrifieras på något sätt komma tillbaka till den första zonen. En viss mängd nitrat följer med returslammet tillbaka, men för att komma ner till låga kvävenivåer krävs oftast att ytterligare nitrat återförs, vilket kan göras med en intern recirkulationsström från slutet av den aeroba zonen till början av anoxozonen. Den interna recirkulationspumpningen kostar en del i energi, men å andra sidan sparar man mycket genom att dosering av extern kolkälla inte behövs. Om den interna recirkulationsströmmen är mycket stor kommer mycket syre att återföras till anoxozonen och där förbruka organiskt material. Detta problem kan minskas genom att en syrefri zon läggs efter den luftade zonen och att den interna nitratåterföringsströmmen tas från denna zon i stället.

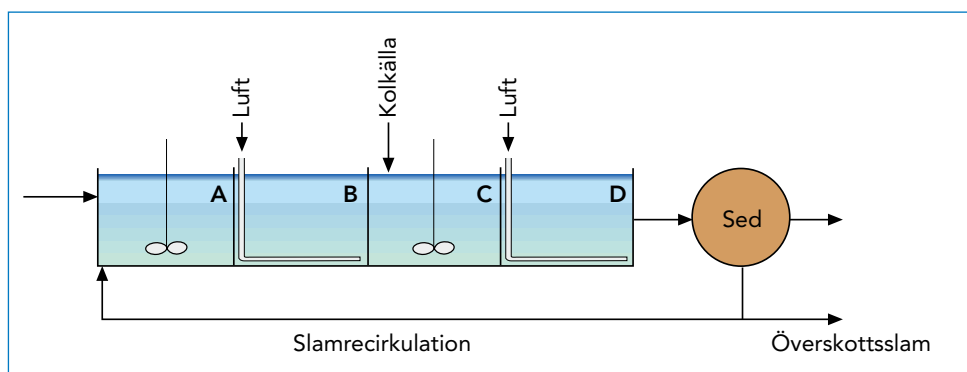
Förutom att kostnaderna minskar genom att man inte behöver dosera extern kolkälla vid fördenitrifikation, minskar kostnaderna även genom att det inkommande organiska materialet delvis bryts ner genom denitrifikation i stället för att brytas ner genom luftning.



Figur 38 Principschema för biologisk kväveavskiljning med fördenitrifikation, så kallad recirkulationsprocess.

Kombination av för- och efterdenitrifikation

Eftersom det oftast är mest kostnadseffektivt att avskilja kväve genom fördenitrifikation kan kombinationer av för- och efterdenitrifikation vara att föredra då långtgående kväveavskiljning ska åstadkommas. Kolkällan i inkommande avloppsvatten (BOD) ska ändå avskiljas och görs detta i de anoxiska zonerna genom denitrifikation istället för i de aeroba zonerna undviker man kostnader för luftning. Finns det dessutom mycket nitrat från till exempel en separat rejektivattenbehandling, kan denna ledas till för-



Figur 39 Kombinerad för- och efterdenitrifikation.

I zon A sker denitrifikation av den nitrat som recirkuleras via slamrecirkulationen tillsammans med det organiska material som kommer med inkommande vatten.

I zon B sker nitrifikationen av ammonium till nitrat + nedbrytning av organiskt material.

I zon C sker denitrifikation med hjälp av extern kolkälla.

Zon D är en säkerhetszon för att lufta bort ett eventuellt överskott av kolkälla.

denitrifikationen för billig denitrifikation och hjälpa till att reducera BOD och därmed luftningsbehovet i huvudprocessen.

Satsvis biologisk rening (SBR)

Satsvis biologisk rening (SBR) är ytterligare en möjlig processutformning.

I stället för att avloppsvattnet behandlas i olika zoner som ligger efter varandra kan all behandling göras i en bassäng genom att omväxlande pumpa in, lufta, röra om och låta sedimentera. Eftersom tillflödet av avloppsvatten är kontinuerligt behövs dock utjämningsvolym alternativt flera olika SBR-reaktorer som tidsmässigt inte ligger i fas med varandra. I en SBR-reaktor sker alltså nitrifikation och denitrifikation i samma reaktor men vid olika tillfällen. Detta sätt att anordna biologisk kväveavskiljning används ofta för rening av det kväverika rejektivattnet från avvattningen av rötslam. De relativt sett små rejektivattenflödena kräver mindre utjämningsvolym än om SBR anordnas i huvudströmmen. Att behandla detta vatten separat har också processtekniska fördelar eftersom koncentrationen av ammonium är hög och rejektet är varmt vilket leder till snabbare reaktioner för de kväveavskiljande organismerna. Snabbare reaktioner leder till att kortare slamålder är nödvändig och därmed behövs mindre volym. Skulle rejektet blandas med huvudströmmen av avloppsvatten skulle det spädas ut och bli kallare. SBR-anläggningens överskottslam kan även vara en källa av nitrifikationsbakterier som ympas till den kväveavskiljande huvudreningen.

Fluidiserad bädd

En fluidiserad bädd är en typ av dränkt biofilmssystem som vanligtvis används för efterdenitrifikation men som även kan användas för BOD-reduktion och nitrifikation. Bäddmaterialet är oftast finkornig sand och på sandkornen lever mikroorganismer i en tunn biofilm. Sanden hålls svävande genom att avloppsvatten pumpas in vid bäddens botten och strömmar uppåt med en hastighet på ca 30–36 m/h (Metcalf & Eddy 2003). Recirkulation av utgående vatten krävs för att upprätthålla tillräcklig flödes hastighet och uppehållstid i bädden.

Andra metoder för kväveavskiljning

Nitritation och denitritation

Vid nitrifikation bildas först nitrit och därefter nitrat och vid denitrifikation reduceras nitrat via bl a nitrit till kvävgas. Om nitrifikationsprocessen kan stoppas efter det första steget då nitrit bildats (nitritationen) kan kvävgasbildningen startas direkt härifrån, vilket då kallas denitritation. På detta sätt sparas 25 % av syrebehovet och 40 % av kolkällabehovet jämfört med nitrifikation följt av denitrifikation. Emellertid är det ganska svårt att hämma bara det första steget i nitrifikationsprocessen vid rådande avloppsvattentemperaturer i huvudströmmen och med de stora belastningsvariationerna i åtanke. Därför tillämpas processen främst vid rejektivattenrening där vattentemperaturen är högre och flödes- och belastningsvariationerna enklare kan minimeras med utjämningsmagasin.

Deammonifikation: Nitritation och anammox

Ytterligare ett sätt att anordna biologisk kväveavskiljning är genom s k deammonifikation som sker i två steg. Först oxideras hälften av avloppsvattnets ammoniumnehåll till nitrit (nitritation) varefter den bildade nitriten reagerar med ammonium genom anammox (ANaerobic AMMonium OXidation) och bildar kvävgas. Samtliga inblandade bakterier är autotrofa vilket betyder att behovet av kolkälla elimineras. Syrebehovet är mycket lågt för deammonifikationsprocessen då endast det första steget kräver syre. Anammoxbakterierna växer mycket långsamt, varför en hög slamålder är

nödvändig. Processer som baseras på suspenderade bärare lämpar sig därför väl för anammox. Det kan ta mycket lång tid att starta upp processen om anammoxbakterier inte ympas in. Anammoxbakterierna är som mest konkurrenskraftiga i vatten med låg halt av organiska ämnen och hög kvävehalt, till exempel rejektivatten från avvattningsavlopp, vissa industriella avloppsvatten eller lakvatten från deponier.

Separering av kväve vid källan i sorterande system

I urinsorterande toaletter samlas urin in separat och kan användas som gödning. Det är också möjligt att var för sig transportera toalettvattnet och BDT-vatten och att behandla toalettvattnet separat för kväveavskiljning. En sådan separering av hela ledningsnätet skulle dock bli mycket kostsam. Teoretiskt kan kvävemängden i urin sänkas genom att befolkningen äter mindre mängder mat med äggviteämnen (till exempel kött, mjölk och ägg).

Ammoniakavdrivning (ammoniakstripping)

Genom att höja pH-värdet, till exempel genom tillsats av kalk, övergår ammoniumföreningar till ammoniakgas som kan drivas av med en luftström. I ett efterföljande absorptionssteg med syra (svavelsyra eller salpetersyra) absorberas sedan ammoniaken och en koncentrerad ammoniumsulfat- respektive ammoniumnitratlösning bildas. Denna kan användas som gödning. Ammoniakavdrivning är främst lämpad för behandling av vatten med höga ammoniumhalter, till exempel rejektivatten från avvattningsavlopp eller för vissa industriella avloppsvatten.

Jonbyte

Vissa typer av naturliga jonbytande material (molekylsiktare, ofta zeoliter) har visat sig ha en stor selektivitet för ammoniumjoner. När inte jonbytarmassan förmår avskilja fler ammoniumjoner regenereras denna med kalk (kalciumhydroxid) med efterföljande avdrivning av bildad ammoniak med luft. Ammoniakgasen tillförs ett absorptionssteg och en koncentrerad ström med flytande ammoniak kan utvinnas. Jonbyte för kväveavskiljning används uteslutande i småskaliga system.

Våtmarker

Anlagda eller naturliga våtmarker kan användas för att avskilja kväve ur avloppsvatten. I våtmarker sker kväveavskiljningen främst genom nitrifikation och denitrifikation, men ett visst växtupptag av kväve sker också även om det är relativt litet. När växterna bryts ned återförs det mesta av kvävet som tagits upp av växterna till vattnet igen.

14 Biologisk fosforreduktion

Reningsprincip

Samtidigt som vi här i Sverige under 1970-talet byggde ut reningsverken för fosforavskiljning med hjälp av kemikalier växte kunskapen om utökad biologisk fosforavskiljning (bio-P) fram i främst USA och Sydafrika. I Sverige finns idag knappt 30 avloppsreningsverk som är byggda för biologisk fosforavskiljning. En del av dem byggdes om för bio-P samtidigt med utbyggnaden för kväveavskiljning under 1990-talet. Alla körs idag inte fullt ut som bio-P-processer även om möjligheten finns, men några av dem klarar kraven på långtgående fosforavskiljningen helt utan kemikalietillsats.

Tabell 13 För- och nackdelar med bio-P.

Fördelar
+ Lägre kemikaliekostnader
+ Främjar biologiska metoder och kretsloppstänkande
+ Ökat gödselvärde i slam
+ Mindre slammängder
+ Slamegenskaper
Nackdelar
– Känsligare process
– Lång tid för uppstart jämfört med kemisk fosforrening
– Slambehandlingen kan påverkas
– Behov av kompletterande kemisk fällning vid höga fosforavskiljningskrav

Teori

Även i biologiska processer för avskiljning av organiskt material (aktivslam eller bio-film) förekommer en viss fosforavskiljning. Detta beror på att organismerna i slammet tar upp (assimilerar) fosfor för sin cellupbyggnad. Eftersom det överskottsslam som bildas kontinuerligt tas ut ur processen, avlägsnas en del fosfor från avloppsvattnet. Överskottsslammet är den enda väg fosfor kan avskiljas, eftersom fosfor inte ingår i någon gas som kan försvinna upp i luften. Kvävet försvinner däremot, som tidigare nämnts, till en viss del som kvävgas. Fosforavskiljningen genom assimilation varierar mellan 20 och 50 % beroende på hur mycket organiskt material som bryts ner.

Att fosforavskiljningen inte blir högre (mer än 90 % är ofta nödvändigt för att uppfylla utsläppsvillkoren) beror på att fosfor i kommunalt avloppsvatten föreligger i överskott i förhållande till organiskt material och att det är mängden organiskt material som begränsar slamproduktionen.

Vid nedbrytning av 100 mg organiskt material i ett aktivslamsystem upptas och binds cirka 1 mg fosfor av det aktiva slammet, motsvarande en kvot mellan organiskt material och fosfor på 100:1. För ett inkommande kommunalt avloppsvatten är kvoten omkring 100:3. Detta innebär att den fosfor som inte behövs för cellupbyggnaden måste avlägsnas på annat sätt. Detta överskott avlägsnas vanligen med hjälp av kemikalier men kan även avskiljas med utökad biologiskt fosforupptag – bio-P.

Bio-P fungerar på följande sätt: Under anaeroba förhållanden tar speciella bakterier, så kallade bio-P-bakterier, upp lättomsättligt organiskt material och lagrar detta inom sig som organiska polymerer. Denna process är energikrävande. Bakteriernas förmåga att omvandla organiskt material till energi under anaeroba förhållanden är liten, eftersom där

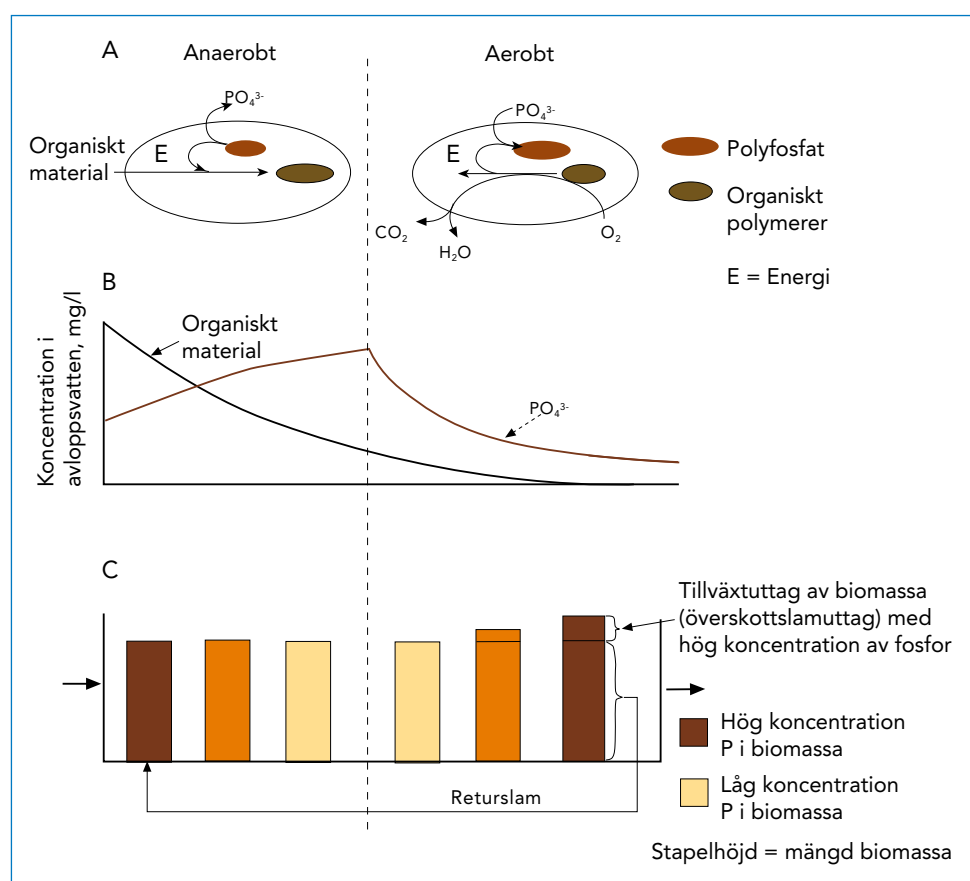
Assimilation = upptagning eller omvandling av ett ämne i organismen.

inte finns något syre. Energin som behövs för lagringen får bio-P-bakterierna genom sönderdelning av tidigare lagrade polyfosfater till fosfat. Fosfaten transporteras ut från cellen, och detta s k fosforsläpp leder till att den lösta fosforhalten i utloppet från den anaeroba zonen är högre än i inloppet. Ingen tillväxt av biomassa sker. När slammet sedan kommer in i en aerob miljö omsätter bio-P-bakterierna det lagrade organiska materialet för tillväxt och upptag av fosfat. Med den upptagna fosfor och energi från cellandningen återskapas polyfosfat i bakterierna. Halten fosfat i vattnet minskar. För att upprätthålla en konstant mängd slam i systemet måste överskottslam tas ut. Genom att överskottslammet tas ut efter den luftade zonen när fosfor finns lagrad inne i cellerna avlägsnas fosfor ur avloppsvattnet.

Genom att införa en anaerob zon i aktivslamsystemet gynnas tillväxten av de bakterier som har förmågan att lagra polyfosfat, och de kommer därmed att utgöra en större andel av den totala biomassan.

Det organiska materialet som bakterierna lagrar på sig ska kunna tas upp utan stor energiinsats för bakterierna. Man säger att det skall vara lättomsättligt.

För att bio-P-processen ska fungera är en strikt anaerob zon (utan varken nitrat eller fritt syre) samt tillgång på lättomsättligt organiskt material helt avgörande.



Figur 40 Bio-P funktionssätt.

Utformning

Följande villkor erfordras för att erhålla en utökad biologisk fosforavskiljning:

- slam måste passera en strikt anaerob miljö (fri från både syre och nitrat) och därefter tillväxa i aerob eller anoxisk miljö
- i den anaeroba zonen måste det finnas tillgång till lättomsättligt organiskt material.

Anaerob = syrefri

Aerob = syre finns

Anoxisk = utan fritt syre, men med tillgång till nitrat som "oxidationsmedel" (elektronacceptor).

Drift

I och med stränga krav på utgående halter av fosfor (ofta som månads- eller kvartals-medelvärden) vågar reningsverk inte alltid förlita sig på enbart biologisk fosforrening. För att alltid klara halter på till exempel 0,3 mg P/l i utgående vatten kompletteras ofta bio-P-processen med någon form av kemisk fällning, dock med betydligt lägre dosering än om enbart kemisk fällning hade tillämpats. Ofta sker kompletteringsfällningen som efterfällning men även förfällning och simultanfällning förekommer. Oavsett om fosforreningen sker genom fällning eller genom utökad biologisk fosforavskiljning måste partikelavskiljningen sist i processen fungera bra, eftersom fosfor finns bunden i slammet. Om slammet efter en process med utökad fosforavskiljning innehåller 3 % fosfor betyder det att halten suspenderad substans maximalt får vara 10 mg SS/l för att klara ett utsläppskrav på 0,3 mg P/l. Till exempel ett sandfilter sist i processen kan säkerställa att det fosforrika slammet avskiljs i tillräckligt hög grad.

Om bio-P-slammet, efter att ha lagrat upp fosfor, återigen kommer in i en anaerob miljö, sker ett släpp av fosfor. Därför är det viktigt att uppehållstiden för slammet i efterliggande sedimentering inte är för lång.

Bio- P-processen påverkas av hur behandlingen av slam i anläggning utförs. Förs kemslam tillbaka till försedimenteringen kan rester av kemikalier avskilja fosfor i detta steg istället för i bio-P-steget. En annan påverkan är det fosforläpp som kan ske i en rötningsprocess. Eftersom rötning sker under anaeroba förhållanden, släpps fosfor som är biologiskt upptagen, ut till vattenfasen. Om fosfor ej binds till metaller förs den tillbaka till processen med rejektvattnet och belastar återigen vattenreningen. Om slamlagring med återföring av rejekt förekommer i anläggningen, kan samma sak ske där.

Brist på lättillgänglig kolkälla kan vara ett problem för bio-P-processen. Kol finns i riklig mängd i inkommande vatten till reningsverket eller bundet i slammet, men problemet är att det inte är lättillgängligt och därmed inte kan tas upp av bio-P-bakterierna i den anaeroba zonen. Genom att skapa en anaerob volym där antingen primärslam eller returslam får en viss uppehållstid sönderdelas svärnedbrytbar kolkälla till lättillgänglig genom s k hydrolys. Hydrolyspanprodukterna kan sedan tillföras den anaeroba zonen.

För att inte värdefull kolkälla ska förbrukas måste syreindrivning till avloppsvattnet innan det kommer in till den anaeroba zonen undvikas.

Längre perioder med kort uppehållstid i den anaeroba zonen, till exempel vid höga flöden, eller längre perioder med övergång till kemisk dosering, kan göra att bio-P-funktionen förloras.

15 Efterbehandling

Inledning

Här behandlas den ytterligare partikelavskiljning som behövs efter sedimentering, om kraven på utsläpp av partiklar och/eller fosfor är stränga. Vanligen behövs sådan behandling, om villkoret för fosforutsläpp från ett kommunalt reningsverk är 0,3 mg P/l eller strängare. De partiklar som återstår efter sedimentering är mycket små och/eller lätta. De kan avlägsnas genom filtrering, mikrosilning eller flotation.

Filtrering

Vid filtrering separeras ett fast ämne från en vätska eller gas. Vi skiljer på ytfiltrering, där alla partiklar som separeras avskiljs på ytan av filtermediet, och på djupfiltrering där partiklarna avskiljs inte bara på ytan utan även på djupet av filtermediet.

Vid bägge typerna av filtrering har man en strömning genom en porös bädd. Vid djupfiltrering utgörs den porösa bädden av filtermediet, vid ytfiltrering utgör det fränfiltrerade materialet (filterkakan) den porösa bädden.

Inom avloppstekniken är syftet med filtrering av suspensioner med låg halt av partiklar, att ytterligare sänka partikelhalten. För detta används djupfilter. Man kan också få mycket bra avskiljning av partiklar med olika former av membranfilter.

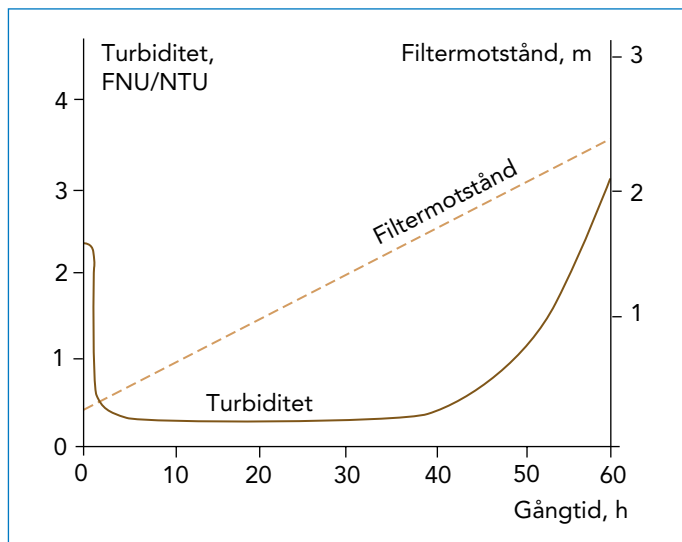
Vid praktiskt arbete med filtrering används sällan den korrekta tryckenheten Pascal (Pa) utan meter vattenpelare (mvp). 1 mvp = 9 810 Pa och 1 bar motsvarar ca 10 mvp. Hastighet genom en filterbädd brukar inte uttryckas i m/s utan i m/h. Hastigheten är då räknad på arean av hela filterbädden. Hastigheten i filtrets porer blir väsentligt större.

Ett filter blir så småningom igensatt och måste rensas genom s.k. backspolning. Då spolas vatten eller vatten och luft in i filtret underifrån så att hela filterbädden lyfter, den fluidiserar. När filtret är rensat och spolningen dras ned och avslutas så sker det en skiktning av kornen i bädden. De minsta kornen vilka har lägst sjunkhastighet kommer då att hamna överst och de största som har högst sjunkhastighet kommer att lägga sig nederst i filterbädden.

Hur länge filtreringen kan pågå (filtrets gångtid), innan det måste spolas bestäms av endera av två faktorer.

Tryckfallet i ett filter ökar vanligen linjärt med tiden. Tryckfallet över filtret kan bli så stort att det tillgängliga trycket i form av vattennivån över filterbädden eller i form av tillgängligt pumptryck inte ger nödvändig filtreringshastighet. När tryckfallet ökar utsätts de partiklar som avskilts i filtret för större skjuvkrafter.

Avsatta partiklar av flockig karaktär kan då slitas sönder och följa med ut ur filtret. Det blir då *kvaliteten på det filtrerade vattnet* som bestämmer gångtiden. Detta är illustrerat i Figur 41. Vid filtrering av avloppsvatten är det så gott som alltid tryckfallet som bestämmer filtrets gångtid innan spolning måste ske.



Figur 41
Tryckfallsökning och turbiditet som funktion av tid

Filtermedia

Vid filtrering är sand det vanligaste filtermaterialet. Andra filtermaterial är antracit och olika slags expanderad lera. Även filtermaterial av olika plaster förekommer. Viktiga egenskaper hos filtermaterial är *kornform*, *kornstorlek*, *kornstorleksfördelning* och *kornens densitet*.

Kornen skall ha en så rund form som möjligt för att porositeten i bädden skall bli stor. Porositeten är den andel av filterbäddens volym som utgörs av hålrum. För bra sand ligger porositeten strax under 40 %.

Kornen i ett filtermaterial har inte någon ensartad storlek – man har en kornstorleksfördelning. För att bestämma kornstorleksfördelningen på ett filtermaterial måste man sikta den torkade sanden genom en serie siktar med successivt minskande maskvidd. Den effektiva kornstorleken är lika med maskvidden på den sikt där 90 % av materialet stannar kvar d.v.s. 10 % går igenom sikten. Denna storlek kallas d_{10} . Ett vanligt sätt att beskriva kornstorleksfördelningen är olikformighetstalet. Olikformighetstalet är

$$d_{60}/d_{10}$$

där d_{60} är den maskvidd genom vilken 60 % av materialet passerar. Olikformighetstalet bör inte vara större än 1,5.

Kornstorleksfördelningen är viktig för filtrets drift. Alltför små korn kommer att spolask bort vid backspolning och alltför stora korn kommer inte att lyfta och bli rengjorda vid spolningen.

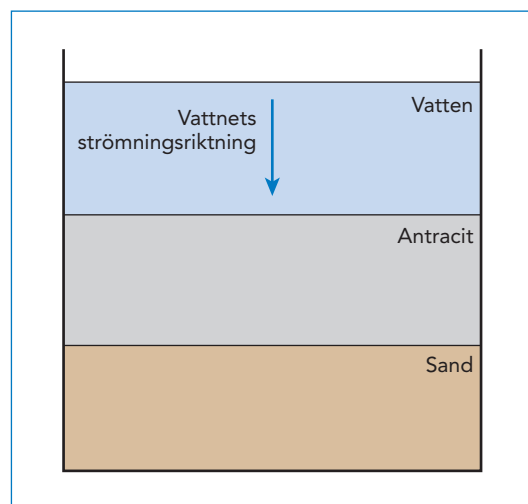
Den effektiva kornstorleken har betydelse eftersom en alltför liten kornstorlek medför högt initialt tryckfall i filtret och snabb igensättning. Alltför stora korn kan medföra sämre kvalitet på det filtrerade vattnet.

Filtermaterialets densitet och kornstorlek har stor betydelse för den hastighet med vilket filtret bör spolas.

Filterutformning

Filter kan utformas på många olika sätt. Den vanligaste typen är nedströmsfilter, men också uppströmsfilter förekommer. Uppströmsfilter har principiella fördelar eftersom vattnet som skall filtreras först möter de grövsta kornen i filterbädden. Det är dock svårare att få en god renspolning av uppströmsfilter. Detta har gett driftproblem och medfört att det numera är sällsynt med uppströmsfilter med intermittent spolning.

Filterbädden kan bestå av ett filtermaterial, men kan också ha två eller flera skikt med olika filtermaterial. Man talar då om två- eller tre-mediafilter. Tre- och flermediafilter är ovanliga medan två-mediafilter är vanliga vid filtrering av avloppsvatten.



Figur 42 Flermediafilter

Den vanligaste filtertypen är ett nedströmsfilter som drivs intermittent. Ett sådant filter består av en kvadratisk eller rektangulär betongbehållare som är öppen upptill. Filterytan är sällan större än ca 70 m². Man brukar dela upp den nödvändiga filterytan på minst två filter för att kunna filtrera även då ett filter är under spolning. Vid små filter, under ca 5 m², utförs ofta filtret som en cylindrisk ståltank.

Filter är vanligen öppna upptill. Det är då den naturliga gravitationen som driver filtreringen. Det är då den högsta vattennivån ovan filterbädden som begränsar möjligt tryckfall genom filtret. Då cirkulära ståltankar används som filter, är det vanligt att dessa är slutna. Det är då det tryck som pumpen till filtret ger, som begränsar möjligt tryckfall genom filtret. Sådana filter brukar kallas tryckfilter.

En viktig del är filtrets botten. Vid nedströmsfiltrering skall det filtrerade vattnet samlas ihop och ledas ut i botten. Vid uppströmsfiltrering skall inkommande vatten fördelas jämnt över filterytan i bottendelen. Vid spolning skall filterbotten sörja för att spolvattnet fördelas jämnt över filtrets tvärsnittsarea.

Ovanför filterbädden finns avdragsrännor eller ev. enbart en utloppsöppning. Avdragsrännorna skall leda bort spolvatten under spolningen.

Vid en-mediafilter består filtermaterialet av sand. Vid filtrering av avloppsvatten är det vanligt med en effektiv kornstorlek på 1–1,5 mm. Vid två-mediafilter kan det översta lagret bestå av antracit med en effektiv kornstorlek på 1,6–2,5 mm och det undre lagret av sand med en effektiv kornstorlek på 0,8–1,0 mm. Genom att densiteten på antraciten är lägre än på sanden, kan man behålla den lättare antraciten ovanpå sanden efter spolning, trots att antraciten har större kornstorlek. Det är här viktigt att effektiv kornstorlek, olikformighetstal och densitet är korrekt avvägda, annars kommer filtermaterialen att blandas med varandra. Idén med två-mediafilter är att vattnet först skall möta ett grovt filtermaterial, där stora och hållfasta partiklar avskiljs, och att de partiklar som går igenom detta skikt, skall fångas upp i det undre lagret. På detta sätt kan man öka slamlagringskapaciteten.

Filterspolning

Filter drivs normalt med intermittent spolning, men det finns också filter med kontinuerligt arbetande spolning. Efter en viss gångtid är filtret så pass igensatt av avskilt

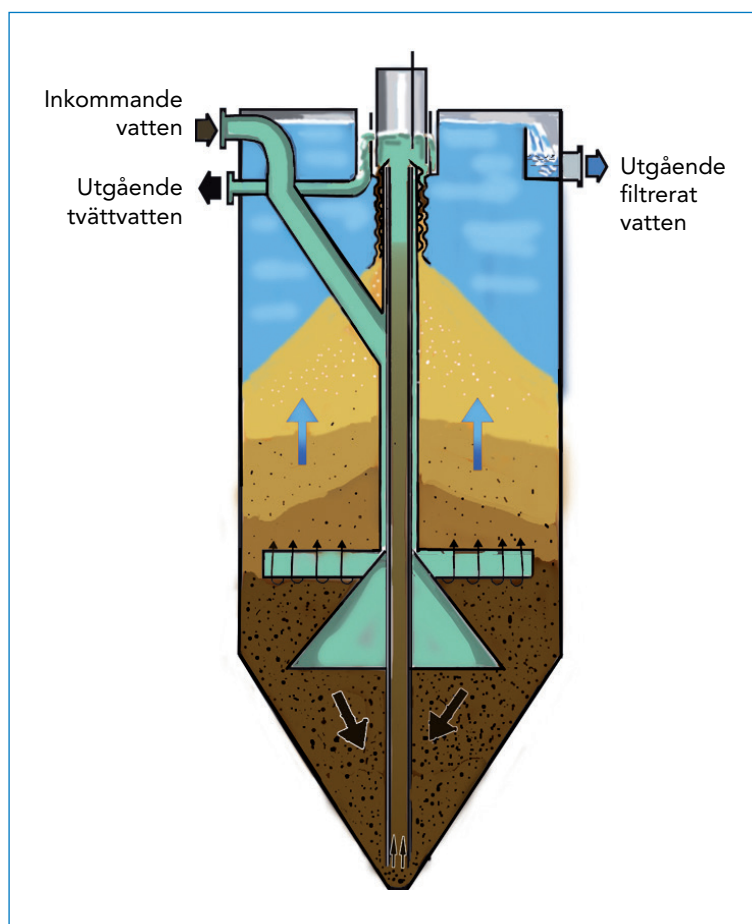
material att renspolning är nödvändig. Även om inte tryckfallet framtvingar spolning är det vid filtrering av avloppsvatten vanligt att spola filter en gång per dygn för att förhindra oönskad biologisk växt i filtren, eftersom detta kan ge allvarliga driftproblem.

Spolning sker genom att filtrerat vatten pumpas in underifrån, ofta tillsammans med luft. Spolvattenflödet per m² filteryta skall vara så stort att hela filterbädden svävar i vattnet, den fluidiserar. Filterbädden bör expandera åtminstone 20 %. När filterbädden lyfter frigörs kornen i bädden från varandra, och det avskilda materialet i bäddens porer följer med det uppåtströmmande vattnet. Vilket spolvattenflöde som är nödvändigt för att nå önskad expansion beror främst på filtermaterialets densitet och kornstorlek och även av vattentemperaturen. Spolvattenflödet bör vara 50 m/h eller mer (Observera att enheten m/h är densamma som för ytbelastning. Den kallas i detta sammanhang "hydraulisk belastning").

Vid filtrering av avloppsvatten kan det vara svårt att få filterbädden helt ren genom enbart vattenspolning. Man använder därför ofta olika kombinationer av luft och vattenspolning. Spolning med luft och vatten kan utformas på olika sätt.

Spolvattnet innehåller alla de partiklar som avskilts i filtret. Det är således förorenat och leds tillbaka, ofta till inloppet. Spolvattenvolymen uppgår till 1–2 % av den filtrerade volymen.

Det finns också möjlighet att utforma filter för kontinuerlig filtrering. Kontinuerliga filter är uppströmsfilter. Ett sådant filter är Dynasandfiltret, Figur 43. Vattnet förs in nära botten av filtret genom trattliknande dysor och strömmar uppåt. Det mesta av partiklarna i vattnet avskiljs också nära botten. Sanden i botten pumpas upp med en mammutpump och förs till en sandtvätt belägen ovan filtret. Sanden möter där rent



Figur 43
Dynasandfilter

vatten i motström, tvättas ren och den rena sanden sjunker ned på filterbäddens yta. Sanden i filtret cirkulerar således sakta från filtrets botten till dess topp.

En fördel med denna filtertyp är att det inte blir några avbrott för spolning. Spolvattenvolymererna blir dock väsentligt högre (5–10 % av den filtrerade volymen) än med intermittент spolade filter, men å andra sidan varierar inte spolvattenflödet. Vid kontinuerligt spolade filter kan de enskilda filterenheter inte göras lika stora som vid intermittент spolade filter.

Reglering av filter

Flödet genom ett filter behöver kontrolleras. Filterbädden måste hela tiden vara under vatten då luft annars kan tränga in i filtret. Om det finns luft eller andra gaser i filtret minskar detta dess filtreringskapacitet. Om man har mycket höga krav på filtratets kvalitet bör alltför höga filtreringshastigheter undvikas eftersom partiklar då kan följa med genom filtret. Detta är dock främst aktuellt vid dricksvattenproduktion.

Dimensionering

Sandfilter har traditionellt dimensionerats för en hydraulisk belastning på 5 m/h. Detta har dock varit för produktion av dricksvatten där kvalitetskraven på filtratet är högt. Vid filtrering av avloppsvatten kan filtreringshastigheter på 10–20 m/h användas. Man vill dock inte ha för korta gångtider – man eftersträvar ca 1 dygn mellan spolningarna. Om det är filtrets hydrauliska belastning eller dess slamlagringskapacitet som blir dimensionerande för hur stor filteryta som krävs beror då på halten suspenderad substans i inflödet till filtret.

Reningsresultat

Syftet med filtrering är att avskilja partiklar. Reningsresultatet mäts därför i avskiljning av suspenderad substans eller i minskning av turbiditet. Ett filter avskiljer vanligen 70–80 % av den suspenderade substansen. Med 10–20 mg/l av suspenderad substans i tillflödet brukar det filtrerade vattnet innehålla 2–5 mg/l.

När kemisk fällning används är nästan all fosfor i inflödet till ett filter bunden till partiklar. Filtringen förbättrar därför fosforavskiljningen. Den suspenderade substansen innehåller ofta runt 3 % fosfor. Om man vid filtreringen avskiljer 10 mg SS/l så minskar samtidigt totalfosforkoncentrationen med ca 0,3 mg P/l. Även BOD-innehållet minskar med några mg/l. Kvävet däremot föreligger huvudsakligast i löst form och filtreringen förbättrar kväveavskiljningen enbart marginellt. I vissa fall kombinerar man avskiljning genom filtrering med biologiska processer i den biofilm som växer på filterbäddens korn. Ibland tillsätts även fällningskemikalier till filtret för att förbättra fosforavskiljningen. Detta kallas kontaktfiltrering.

Driftparametrar

Filtreringshastighet

Filtreringshastigheten uttrycker hur mycket vatten som filtreras per m² filteryta. Den anges vanligen i m/h. Filtringshastigheten ges av tillrinning och tillgänglig filteryta. Vid låga filtreringshastigheter (< ca 4 m/h) bör man överväga att efter grundlig renspolning ta ett eller flera filter ur drift. Låga filtreringshastigheter och långa gångtider gynnar biologisk växt i filtren vilket kan ge driftproblem.

Gångtid

Tiden ett filter kan drivas mellan spolningar kallas filtrets gångtid och anges i timmar. Gångtider på ca 24 timmar har den fördelen att filtren då kan spolas dagtid. Gångtiden för ett givet filter beror på halt suspenderad substans i tillflödet och av filtreringshastigheten. Andra faktorer som kan påverka är brister i spolningen och gasbildning i filtret.

Filtermotstånd

Tryckfallet i filtret eller filtermotståndet är en viktig driftparameter och brukar anges i meter vattenpelare (mvp). Det är ofta tryckfallet som bestämmer när ett filter måste spolas. Filtermotståndet kan ge värdefull information om filtrets kondition. I ett renspolat filter skall motståndet vid en given filtreringshastighet vara den samma i ett nytt filter som i ett filter som varit i drift några år. Ökande initialt filtermotstånd indikerar ackumulering av material i filtret, vilket förr eller senare brukar leda till allvarliga driftproblem. Det är önskvärt att kunna mäta trycket i filtret på olika nivåer. Man kan då få mer information om filtrets kondition och funktion.

Slamlagringskapacitet

Slamlagringskapaciteten är ett praktiskt begrepp t.ex. för att uppskatta drifttiden, om kvaliteten på tillfört vatten varierar.

Spolhastighet

Spolhastigheten ges av ytan på det filter som spolas och av spolpumpens kapacitet. Den anges vanligen i m/h. Spolvattenflödet bör kunna regleras genom varvtalsreglering eller strypning. När ett filter spolas första gången är det normalt att de allra finaste kornen spolas ut. Vid normal drift skall spolhastigheten inte vara så hög att man förlorar filtermedium. Å andra sidan måste spolhastigheten vara så hög att bädden blir ordentligt fluidiserad och renspolad. Att använda luft tillsammans med vatten minskar risken för förlust av filtermedium, eftersom luft underlättar fluidisering.

Driftkontroll

Initialt filtermotstånd, gångtider och filtermotstånd före spolning skall registreras. För att kunna beräkna avskild ackumulerad slammängd och slamlagringskapacitet behöver suspenderad substans in till och ut från filtret följas. Kontinuerlig turbiditetsmätning in till och ut från filtret är värdefullt eftersom en mätning av suspenderad substans enbart ger en uppfattning om momentanvärdet (vid stickprov) eller om genomsnittet (blandprov).

Eftersom filtret normalt är sista behandlingssteget måste man även göra de mätningar som utsläppskontrollen kräver.

Driftstörningar

De driftstörningar som uppstår vid filtrering är korta gångtider och stort initialmotstånd. Man måste vara observant på att initialmotståndet beror av filtreringshastigheten. Ventiler som inte står i korrekt läge kan också påverka initialmotståndet. Vanligen tyder stort initialmotstånd på att filtret inte är renspolat. Ett initialmotstånd som sakta ökar filtercykel efter filtercykel indikerar en successiv ackumulering av föroreningar i filtret.

Korta gångtider kan också bero på dåligt renspolat filter. Gångtiden måste alltid sättas i relation till koncentrationen av suspenderad substans i tillflödet till filtret.

Mikrosilning

Mikrosilar kallas silar där silen består av en vävd duk av metalltråd eller polyester och där masköppningarna är mindre än ca 100 µm. Mikrosilar spolas kontinuerligt eller med täta intervall varför det inte blir någon kakkbildning på silduken. För att nå en god avskiljning i en mikrosil måste därför huvuddelen av partiklarna vara större än maskvidden och partiklarna måste tåla de skjuvkrafter som uppstår vid silningen.

Mikrosilar används för slutavskiljning av flockar.

Dammar

En mycket enkel efterbehandling är att ha en damm som sista behandlingssteg. Biologiska dammar var en vanlig behandlingsmetod i Sverige under 1950- och 1960-talet. De byggdes då med uppehållstider på 20–30 dygn. Som efterbehandling kan en damm vara mycket effektiv med en uppehållstid på ett par tre dygn. Dammen fungerar då som en mycket lågt belastad sedimenteringsbassäng.

16 Slam

Avloppsslam bildas som en restprodukt vid rening av avloppsvatten. I Sverige, liksom i övriga EU, definieras avloppsslam som "Slam från avloppsreningsverk, flerkammarbrunnar eller liknande anordningar som behandlar avloppsvatten från hushåll eller tätorter, eller från andra reningsverk som behandlar avloppsvatten med liknande sammansättning" (Naturvårdsverkets föreskrifter SNFS 1994:2).

Enligt miljöbalken och lagen om allmänna vattentjänster är kommunerna skyldiga att samla upp och rena avloppsvatten från tätorter, så att vattnet kan släppas ut utan olägenheter. Kommunerna ska också se till att driften av hela avloppsanläggningen (inklusive slambehandling och ledningsnät) sker på sådant sätt att skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön förebyggs, hindras eller motverkas. Liksom i all yrkesmässig verksamhet ska bästa möjliga teknik användas. I den lagstadgade skyldigheten ingår också att hushålla med råvaror och energi samt att se till att slammets kvalitet blir så bra att det kan hanteras utan att skapa olägenheter för hälsa eller miljö.

Slamtyper

Rening av avloppsvatten syftar till att avlägsna föroreningar ur avloppsvattnet innan vattnet släpps ut i recipienten. De föroreningar som avskiljs vid reningen och förs vidare till slambehandling går ofta under den gemensamma benämningen råslam. Beroende på i vilket reningssteg slammet avskiljs skiljer man på följande typer av råslam:

Mekaniskt slam (primärslam)

Utgörs av fasta partiklar som avskiljs vid mekanisk rening (sedimentering).

Biologiskt slam (bioslam)

Utgörs av mikroorganismer som tillväxer och avskiljs vid biologiska reningsprocesser. Vid aktivslamanläggningar används även benämningen överskottsslam för det bioslam som avlägsnas.

Kemiskt slam (kemsлам)

Utgörs av flockar som bildas vid kemiska fällningsprocesser. Beroende på vilket fällningsmedel som används, talar man om aluminium-, järn- eller kalkslam.

Blandslam

Utgörs av blandningar av mekaniskt, biologiskt och/eller kemiskt slam. Blandslam kan antingen erhållas direkt vid en viss reningsprocess, t.ex. förfällning (mekaniskt-kemiskt blandslam) och simultanfällning (biologiskt-kemiskt blandslam) eller genom att olika slam blandas inför slambehandlingen.

Gallerrens och sand, som erhålls vid grovrening (förbehandling) i galler respektive sandfång, räknas normalt inte som slam.

Överskottsslam kan sägas vara resultatet av den biologiska reningen eftersom det uppstår genom bakterietillväxt då bakterierna förökar sig då de "äter upp" de organiska föreningarna i avloppsvattnet. Att föra bort (avskilja) överskottsslam blir alltså den avslutande åtgärden i att rena bort organiska ämnen i det biologiska steget.

Slamtyper efter behandling

Efter behandlingssteg som förändrar slammets innehåll av vatten talar man om

- Förtjockat slam
- Avvattnat slam
- Torkat slam

Efter behandlingssteg som förändrar slammets innehåll av organiska material talar man om följande slamprodukter:

- *Stabiliserat slam*. Erhålls efter aerob stabilisering (kompostering, slamluftning) eller anaerob stabilisering (rötning). Stabilisering kan också ske med kalk.
- *Aska*. Erhålls vid förbränning av slam. Förbränningen kan ske antingen genom monoförbränning av enbart slam, eller genom samförbränning tillsammans med avfalls- eller biobränslen.
- *Kompost*. Erhålls genom torr- eller våtkompostering av slam.

Efter behandlingssteg som förändrar slammets innehåll av sjukdomsalstrande organismer talar man om:

- *Hygieniserat slam*, ett slam som har behandlats för att inaktivera aktiva parasiter och patogener (sjukdomsalstrande organismer) eller minska antalet av dem under en specifik nivå.

Slammängder

Svenska allmänna avloppsreningsverk med över 2 000 anslutna personekvivalenter (pe) producerar varje år drygt en miljon m³ avloppsslam, motsvarande ca 230 000–240 000 ton räknat som torrsubstans (TS).

Majoriteten av de svenska reningsverken har en lägre anslutning än 2 000 pe. Dessa mindre verk behandlar dock endast en mycket liten del, ca 5 procent, av den totala mängden kommunalt avloppsvatten. Slammet från de mindre verken brukar transporteras till ett större reningsverk för vidare behandling (stabilisering, avvattning etc.).

De slammängder som bildas är beroende av avloppsvattnets sammansättning, reningsförfarandet och slambehandlingen. Vid biologisk behandling av avloppsvatten enligt aktivslammetoden bestäms i viss mån den bildade slammängden av slambelastningen. Vid kemisk rening erhålls olika slammängder beroende på vilken fällningskemikalie som används och den tillsatta mängden fällningskemikalie. I Tabell 14 redovisas ungefärliga värden för slamproduktionen vid kommunal avloppsvattenrening. Dessa värden grundar sig på i Tabell 15 redovisad slamproduktion per person och den till reningsverket inkommande avloppsvattenmängden utslagen per ansluten person; 400 liter per person och dygn (siffran inkluderar bl.a. tillskottsvatten, vatten för industriell förbrukning och vatten för allmän service).

Stabilisering = Syftar till att reducera lukt och risk för smittspridning.

Aerob stabilisering = stabilisering med syre (vanligen luftsyre).

Anaerob stabilisering = stabilisering i syrefri miljö.

pe (personekvivalent) = en föroreningsmängd som motsvarar 70 g BOD₇ /person och dygn.

Tillskottsvatten = dagvatten, takvatten, dränvatten (inläckande regn- och grundvatten) m.m., som utöver hushålls- och industri-spillvatten i varierande grad tillförs avloppsledningssystemet (kallas ibland även "ovidkommande vatten").

Tabell 14 Ungefärlig slamproduktion per m³ avloppsvatten

Slamtyp	Slammängd, g SS/m ³	Volym, l/m ³
Primärslam	125	2
Bioslam		
slam från biobädd	60	2,5
överskottslam (aktivt slam)	90	4,5
Kemslam (efterfällning)		
aluminiumslam	60	4
järnslam	75	3,5
kalkslam	500	8

Tabell 15 Specifik slamproduktion per person

Slamtyp	Specifik slammängd		Spec volym
	g SS/p, d	kg SS/p, år	l/p, d
Primärslam	50	18	0,8
Bioslam ⁽¹⁾			
slam från biobädd	25	9	1
överskottslam (aktivt slam) ⁽²⁾	35	13	1,8
Kemslam			
Aluminiumsulfat: 125 g/m ³	25	9	1,7
Fe: 20 g/m ³	30	11	1,5
Ca(OH) ₂ : 400 g/m ³ ⁽³⁾	200	73	3,5

Fe = järn

Ca(OH)₂ = släckt kalk¹ Försedimentering förutsätts.² Slambelastning ca 0,3–0,5 kg BOD₇ /kg SS, d, vilket motsvarar en slamålder på ca 5–3 dygn.³ Vattnets sammansättning har stor inverkan på slamproduktionen.

Slammets egenskaper

Innehåll av fasta partiklar

Slam består av partiklar uppslammade i vatten. Andelen partiklar anges vanligen som torrsubstanshalt (TS).

$$TS = SS + \text{i vattnet upplösta ämnen}$$

SS = suspenderad substans

TS-halten anges vanligen i viktprocent med en decimals noggrannhet:

- 0,5 % = 5 000 g/ton $\approx$ 5 000 g/m³
- 1,0 % = 10 000 g/ton $\approx$ 10 000 g/m³
- 1,5 % = 15 000 g/ton $\approx$ 15 000 g/m³

Innehåll av vatten

Hur mycket vatten ett slam innehåller beror bl.a. på torrsubstansens sammansättning, storleksfördelningen hos slampartiklarna och vilken metod som har använts för att avskilja slammet ur avloppsvattnet.

$$\text{Vatteninnehåll i \%} = 100 - TS \text{ i \%}$$

Innehåll av organiskt material

I stort består slammets torrsubstans av organiskt och oorganiskt material (partiklar) i olika former. Förhållandet mellan dem varierar beroende på slamtyp. Genom glödning av torrsubstansen kan andelen organiskt material bestämmas som glödförlust, medan glödresten anger andelen oorganiskt material (aska).

Det organiska innehållet i slam tjänar som föda åt de mikroorganismer som förekommer i slammet. En hög halt organiskt material innebär således att mikrobiella nedbrytningsprocesser lätt kommer igång. Dessa är aeroba så länge syrgas finns tillgänglig. När tillgången på syrgas avtar, övergår nedbrytningen till anaeroba förlopp vid vilka illaluktande ämnen bildas. För att förhindra detta kan slammet stabiliseras med biologiska metoder, vilket innebär att det organiska innehållet bryts ner under kontrollerade former. Efter stabilisering ska kvarvarande halt organiskt material föreligga i sådan form att en fortsatt nedbrytning går ytterst långsamt.

Biologisk slamstabilisering kan genomföras aerobt (slamluftning eller kompostering) eller anaerobt (rötning). Genom förbränning av slammets organiska material erhålls oorganisk aska som restprodukt.

Innehåll av växtnäringsämnen

Eftersom mycket av näringen i den mat vi äter hamnar i avloppet, är avloppsslammet näringsrikt.

Varje år avskiljs drygt 6 500 ton fosfor och ca 9 000 ton kväve vid de svenska avloppsreningsverken. Fosfor är ett livsnödvändigt näringsämne som inte kan ersättas av något annat ämne. Mineral som innehåller brytvärda mängder av fosfor är ändliga och icke förnybara naturresurser. Avloppsslam innehåller även andra makronäringsämnen som svavel och kalcium samt mikronäringsämnen (vissa metaller).

Tabell 16 Växtnäringsämnen (makronäringsämnen) i slam

Ämnen	Ungefärlig medelhalt, % av TS
Fosfor (totalt)	2,8
Kväve	
totalkväve	3,6
ammoniumkväve	0,9
organiskt kväve	2,7
Kalcium	0,6–19
Magnesium	0,2–0,6
Kalium	0,07–1,2
Svavel	0,4–2,6

Makronäringsämnen = Näringsämnen som växter och djur behöver i stor mängd, t.ex. kväve, fosfor, kalium, kalcium och svavel.

Mikronäringsämnen = Näringsämnen som är viktiga för växters och djurs tillväxt, men som behövs i små mängder jämfört med makronäringsämnena (bor, kobolt, koppar, järn, mangan, molybden, zink).

Innehåll av miljöfarliga ämnen

Förutom växtnäringsämnen och organiskt material innehåller avloppsslam föroreningar såsom tungmetaller och organiska svårnedbrytbara ämnen.

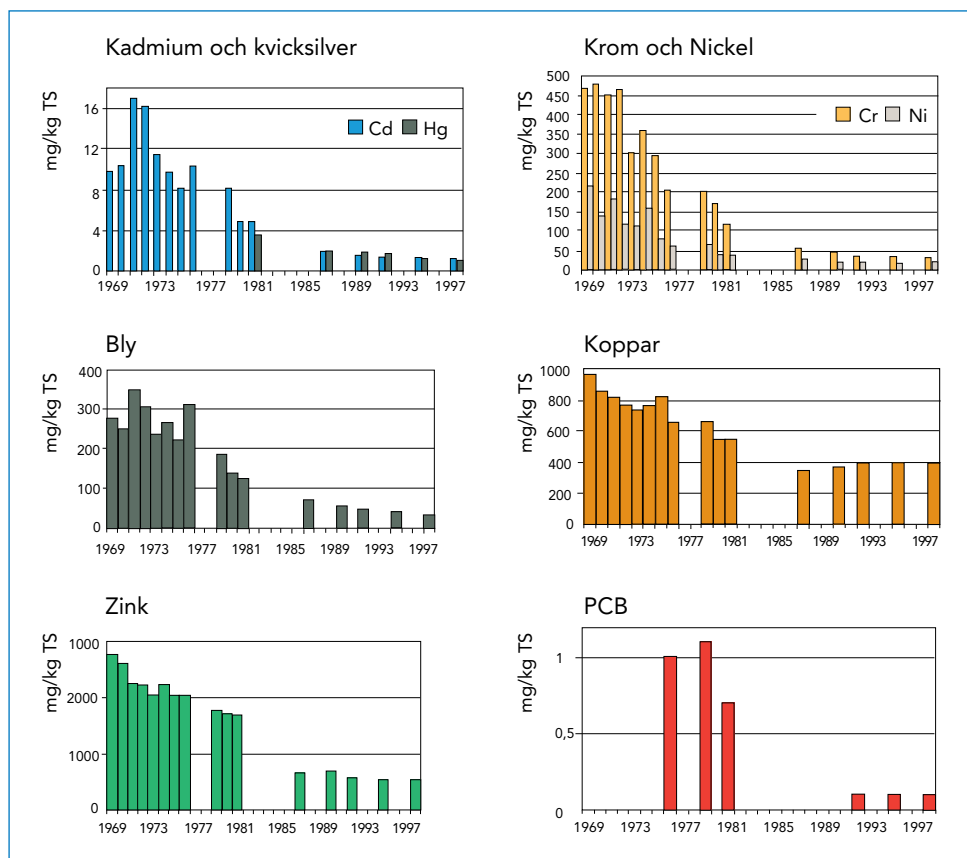
Vid tillverkning och användning av kemikalier och varor i samhället sprids olika miljöfarliga ämnen i miljön. Många av dessa ämnen hamnar på ett eller annat sätt i de kommunala avloppsreningsverkens slam och i slam från trekammarbrunnar.

De senaste 20–30 åren har punktutsläppen av många miljöfarliga ämnen minskat radikalt och i takt med minskade punktutsläpp har den diffusa spridningen ökat i betydelse. Föroreningar tillförs från anslutna hushåll och verksamheter, från ledningsmaterial, inläckande yt- och grundvatten, dagvatten m.m. Dessutom kan tungmetaller tillföras reningsverket via fällningskemikalier och svårnedbrytbara organiska polymerer vid förtjockning och avvattning av slam.

För att få användas i jord- eller skogsbruk måste slammet uppfylla vissa lagstadgade respektive rekommenderade kvalitetskrav.

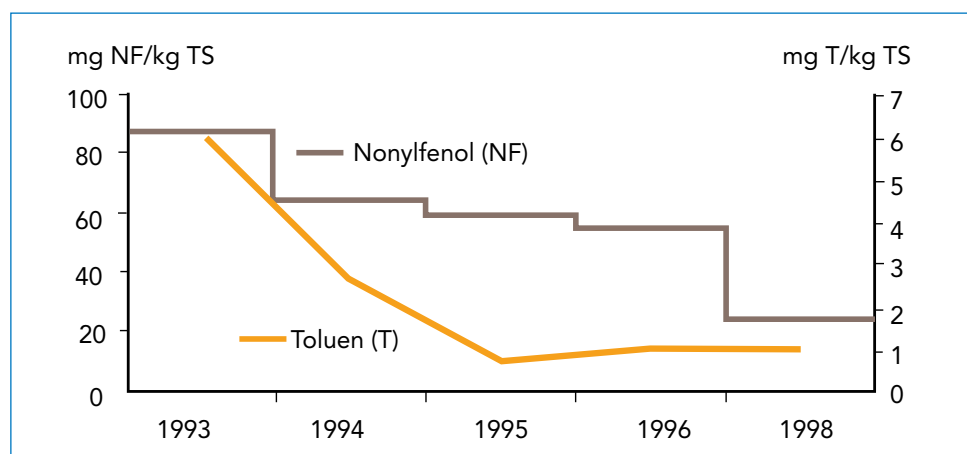
När det gäller jordbruk har avloppsreningsverkens och lantbrukarnas branschorganisationer (Svenskt Vatten och LRF) tillsammans med Naturvårdsverket kommit överens om frivilliga riktvärden för tre organiska ämnen i slam för slam som ska användas för gödsling av mark med livsmedels- och fodergrödor.

Den statistik som är tillgänglig för halten föroreningar i slam visar att medelhalten av de flesta uppmätta metaller i avloppsslam sjunker kontinuerligt år från år, vilket framgår av nedanstående diagram. Anledningen till denna kvalitetsförbättring är dels att användningen av flera miljöfarliga ämnen har förbjudits eller minskat i samhället, dels att VA-verkens krav på anslutna industrier, biltvättar och andra verksamheter har ökat. Vidare har hanteringen av avfall i samhället förbättrats. De flesta VA-verk har klart uttalade anslutningspolicies med krav på att anslutna verksamheter ska minska sina utsläpp miljöfarliga ämnen till de kommunala avloppsreningsverken.



Figur 44 Metaller och PCB i slam 1969–1998

Sedan nyanvändningen av PCB förbjöds i Sverige år 1971 har halten i slam sjunkit med ca 90 %. Under perioden 1993–2000 har det dock inte skett någon ytterligare reduktion av PCB-halten i slam. Miljörapporter från 25 avloppsreningsverk vars anslutning är >100 000 pe (producerar knappt hälften av allt avloppsslam i Sverige),



Figur 45 Nonylfenol och toluen i slam

Bindning till slammet är den dominerande reduktionsmekanismen för huvuddelen av avloppsvattnets svårnedbrytbara organiska ämnen. Avskiljningsgrader på 80 till över 90 % är inte ovanliga. Slammets innehåll av organiska ämnen ger således en relativt god bild av avloppsvattnets sammansättning. Det bör påpekas att även hushållen svarar för betydande utsläpp av sådana ämnen, t.ex. genom att använda tvätt- och rengöringsmedel, kosmetika samt diverse kemiska produkter för hem och trädgård.

25 reningsverk >100 000 pe
1993–1998

För de vanligaste tungmetallerna är avskiljningen till slammet betydande; 60–80 %. Nickel reduceras dock i markant mindre omfattning; ca 10–30 % (SNV PM 1942).

De svårnedbrytbara organiska ämnen som ingår i olika kemiska produkter som används inom industrin och i hushållen uppmärksammas alltmer. Ungefär 10 000 kemiska ämnen – de flesta organiska – är registrerade i Kemikalieinspektionens, (KemI:s) produktregister. Ungefär 1 000 av dem är ”högvolykmkemikalier”, som används praktiskt i större omfattning. Cirka 200 av dessa högvolykmkemikalier bedöms av KemI ha ”särskilt farliga egenskaper”.

All slamanvändning, och särskilt användningen i jordbruket, är opinionskänslig. En debatt om bromerade flamskyddsmedel i slam ledde år 1999 till att LRF rekommenderade sina medlemmar att inte längre använda kommunalt avloppsslam i jordbruket, utom för energiskogsodling. En litteraturgenomgång och riskvärdering utförd av Svenskt Vatten år 2000 visade dock att risken för att människor skulle få i sig skadliga mängder flamskyddsmedel genom att äta jordbruksprodukter (spannmål, grönsaker, kött, mjölk etc.) från slamgödslad mark eller genom att barn får i sig slamgödslad jord är mycket liten. Visserligen finns det mätbara halter av flera typer av bromerade flamskyddsmedel i slam, men de uppmätta nivåerna bedöms som mycket låga. När slam sprids på åkermark kommer ämnena till stor del att bindas hårt till jordpartiklarna och därmed stanna i marken. Det saknas för närvarande underlag för att fastställa om det sker någon mikrobiell nedbrytning av betydelse, men något läckage kommer sannolikt inte att ske. Den huvudsakliga avklingningen av halten bromerade flamskyddsmedel i naturen domineras sannolikt av nedbrytning orsakad av UV-ljus. Forskare vid IMM (Institutet för Miljömedicin vid Karolinska institutet), Livsmedelsverket och andra instanser har kommit fram till liknande slutsatser när det gäller flera av de övriga miljögifter som kan förekomma i slam (dioxiner, PCB, ftalater, nonylfenoler etc.).

Innehåll av smittämnen

Avloppsvatten innehåller avfallsprodukter från såväl friska och sjuka människor som symtomlösa smittbärare. Mikroorganismer, som bakterier, virus och parasiter, anrikas i det slam som avskiljs i reningsverket. De flesta mikroorganismerna är av tämligen ofarlig typ och karaktär, men om slammet inte hygieniseras tillräckligt finns det alltid en risk att också patogena organismer finns i slammet.

Slam kan hygieniseras genom att tillföras värme på olika sätt eller genom att höja pH-värdet till över 12. Vid termisk behandling måste temperaturen uppgå till minst 55° C i hela massan för att hygieniseringseffekten ska vara tillräcklig, d.v.s. för att slammet ska vara näst intill fritt från patogener.

Värmen för hygienisering kan tillföras utifrån eller produceras genom mikroorganismernas egen aktivitet. Hygieniseringseffekten kan också förstärkas genom kemiska tillsatser.

Det finns inga dokumenterade fall av att människor har smittats av smittämnen i kommunalt avloppsslam som har hanterats på det sätt som föreskrivs i de svenska reglerna. På grund av svårigheterna att med epidemiologiska studier fastställa sådana samband, är det enligt smittskyddsspecialister på SVA och SMI (Smittskyddsinstitutet) dock ingen garanti för att smittspridning inte kan ha skett via slam.

I dagsläget (2006) ställs inga formella krav på att halten smittämnen i avloppsslam ska reduceras (hygienisering). Någon form av hygieniseringskrav kommer dock troligen på sikt.

Patogen = sjukdomsalstrande (patogena organismer = sjukdomsalstrande bakterier, virus, parasiter etc.).

Förtjockning

Behandlingsprincip

För att så långt som möjligt reducera volymen av det slam som skall behandlas inleder man som regel slambehandlingen med förtjockning. Fortsatt volymminskning kan sedan ske genom maskinell avvattning.

Om slammet skall stabiliseras i rötkammare är en föregående förtjockning av slammet till hög TS-halt (t.ex. 5–8 %) ytterst värdefull. Rötprocessen är nämligen mer avhängig av uppehållstiden än tillförd mängd organiskt material, och en högre TS-halt reducerar därför volymbehovet.

Även vid aerob slamstabilisering är slamförtjockning värdefull. Drift vid TS-halter över ca 3–4 % kan dock ge upphov till vissa driftproblem (lukt, skum). Dessutom ökar luftbehovet vid hög TS-halt.

Förtjockning av slam före mekanisk slamavvattning medför högre kapacitet hos avvattarna samtidigt som torrhalten i slamkakan ökar. Förtjockning utförs vanligen genom sedimentering – ibland flotation, men även mekanisk förtjockning förekommer.

Mekanisk slamförtjockning kan utföras med hjälp av centrifuger eller olika anordningar för silning (t.ex. dräneringsband, filterbehållare eller filtersäckar). Denna typ av förtjockning sker med eller utan tillsats av polymer och påminner mycket om slamavvattning.

Anaerob = utan tillgång till syre.
Aerob = i närvaro av syre.

Polymer = kemiska föreningar som består av mycket långa kedjor byggda av upprepade mindre enheter, monomerer

Utformning

Sedimenteringsförtjockare

Den vanligaste typen av sedimenteringsförtjockare har mer eller mindre kontinuerlig beskickning. De s.k. slamkontrollkammare som förr var vanliga på många anläggningar, kan även användas i förtjockningssyfte. Dessa dimensioneras normalt för ett dygns slamproduktion. Klarfasen (slamvattnet) dras av från ytan genom flytande eller höj- och sänkbara skibord. Alternativt sker avdragningen av slamvattnet genom rör förlagda på olika nivåer.

Idag används huvudsakligen kontinuerlig förtjockning. Sådana förtjockare är som regel försedda med anordningar för långsam omrörning för att underlätta bildandet av större partikelaggregat och frigöring av gasbubblor. I Figur 46 visas en typisk sedimenteringsförtjockare av genomströmningstyp. Inkommande slam förs in i centrum av en cirkulär bassäng. Förtjockaren är försedd med en centrumdriven skrapanordning med snedställda skrapblad som transporterar slammet till en slamficka. På skrapanordningen är grindar fästa för långsam omrörning. Flytslam avlägsnas med en ytskrapa till en flytslamficka. Slamvattnet dras av över ett skibord vid bassängens periferi.

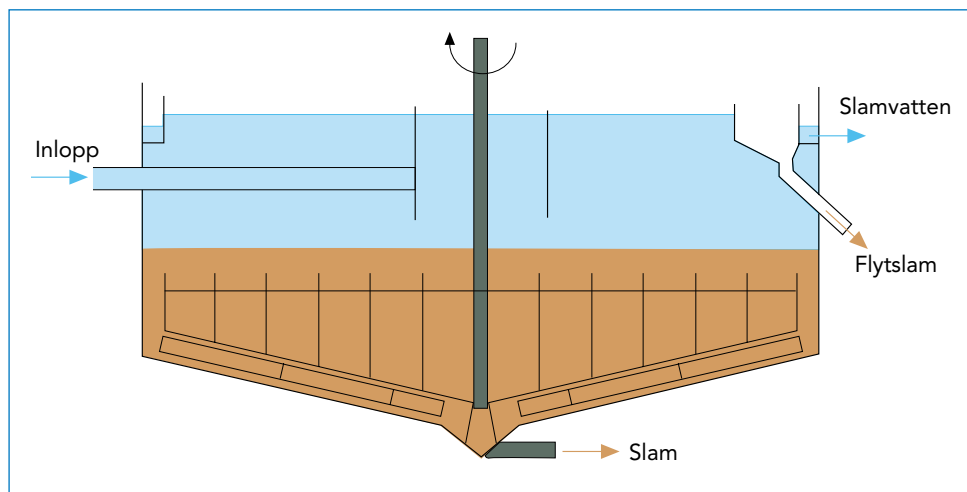
Periferi = omkrets

Vätskedjupet i en sedimenteringsförtjockare kan variera mellan 2,5–5,5 m. Förtjockningen kan drivas längre i en djup bassäng men risken för att slammet blir anaerobt (ruttnar) ökar samtidigt, med uppkomst av flytslam som följd, särskilt om primärslam och överskottsslam blandas. Diametern överstiger vanligen inte 25 m för att alltför långa skraptransporter skall undvikas.

Den mekaniska utrustningen i en förtjockare har tre funktioner, nämligen att

- genom långsam omrörning underlätta bildandet av större partikelaggregat samt frigöra gasblåsor
- förbättra sedimenteringen
- transportera förtjockat slam till slamfickan

Den långsamma omrörningen åstadkoms med grindomrörare försedda med stavar av rör eller vinkeljärn. Periferihastigheten för skrapan varierar mellan olika anläggningar



Figur 46 Sedimenteringsförtjockare

och hastigheter mellan 1 och 9 meter per minut finns rapporterade. Då flytslambildningen periodvis kan bli mycket besvärlig bör alltid en ytskrapa och avdrag för flytslam finnas.

Flotationsförtjockare

I flotationsförtjockare använder man sig av principen att göra slammet lättare än vattnet. Luft löses i vatten under förhöjt tryck. Vid en efterföljande tryckreduktion kommer då den mängd löst luft, som svarar mot övermättningen, att frigöras i form av ytterst små luftblåsor. Då dessa fäster vid slampartiklarna bildas aggregat som är lättare än det omgivande vattnet och därmed flyter upp till ytan.

Driftresultat

Vid förtjockning strävar man efter hög TS-halt i slamfasen samtidigt som resthalten suspenderad substans i slamvattnet bör vara så låg som möjligt.

TS-halten i några olika slam efter sedimenteringsförtjockning framgår av Tabell 17.

Tabell 17 Torrsubstanshalt i förtjockat slam efter sedimenteringsförtjockning (utan polymertillsats)

Slamtyp	TS-halt, %
Primärslam	5–8
Bioslam	
biobäddslam	3–5
överskottslam	2–3
Kemslam (aluminiumsulfat)	2–3
Kemslam (Järn)	2,5–3,5
Kemslam (Kalk)	6–10
Blandslam	
primärslam och biobäddsslam	4–7
primärslam och överskottslam	4–6

Halten suspenderad substans i slamvattnet växlar från anläggning till anläggning. Vissa verk redovisar endast 25–50 g/m³. Normalt ligger dock halten mellan 100 och 500 g/m³. För samma förtjockare kan stora variationer förekomma.

Rapporterade TS-halter i slam från flotationsförtjockning av överskottslam ligger inom intervallet 3,5–8,5 %. Ett realistiskt genomsnittsvärde är 4–5 % med begränsad poly-
mertillsats (ca 1 kg/ton TS). Slamvattnets halt av suspenderad substans är normalt av
samma storleksordning som vid sedimenteringsförtjockning. Kortslutningsströmmar
kan dock ge upphov till periodvis hög halt av suspenderad substans.

Förtjockningscentrifuger ger vanligen en höjning av TS-halten med 2 till 4 procenten-
heter utan polymertillsats. Vid tillsats av polymer blir TS-halten ett par procentenheter
högre. Avskiljningsgraden blir däremot betydligt sämre än för flotations- och sedimen-
teringsförtjockare, ofta endast 75–85 %. Slamvattnets halt av suspenderad substans
blir därför också hög och ligger normalt inom intervallet 1 000–3 000 mg/l. Polymer-
åtgången vid mekanisk slamförtjockning ligger i samma nivå som vid slutavvattnings-
d.v.s. 2 till 4 kg polymer per ton TS.

Drift och skötsel

För att i en sedimenteringsförtjockare undvika problem med anaeroba nedbrytnings-
förlopp, som medför luktbesvär och gasbildning, bör det slam som pumpas till för-
tjockaren vara så färskt som möjligt. Uppehållstiden i förtjockaren får inte heller vara
för lång.

Vid flotationsförtjockning föreligger ingen risk för anaerob nedbrytning av slammet på
grund av den kontinuerliga lufttillförseln och den korta uppehållstiden.

Sedimenteringsförtjockare är temperaturberoende dels på grund av att den biologiska
aktiviteten i slammet är temperaturberoende, dels på grund av att olika fysikaliska
egenskaper hos slammet och vattnet är temperaturberoende. Optimal temperatur lig-
ger mellan 14 och 18° C. Vid högre temperatur avtar förtjockningen kraftigt på grund
av ökad biologisk aktivitet i slammet. Vid lägre temperatur försämras slammets sjunk-
egenskaper.

Vid sedimenteringsförtjockning bör uttaget av förtjockat slam ske kontinuerligt med
en hastighet avpassad efter tillförseln, så att slamnivån håller sig konstant på en lämplig
nivå för aktuellt slam. Vid problem med gasbildning (flytslam) sänks lämpligen slam-
nivån. Om den utgående TS-halten är alltför låg kan istället en nivåhöjning övervägas.

Även tillförseln av slam till en flotationsförtjockare skall ske så ofta som möjligt. Lämp-
liga tillförselpumpar är diafragma- eller excenterskruvpumpar. Även avskrapningen av
slammet bör ske ofta. Slamtäckets tjocklek bör ligga runt 0,5 m.

Driftparametrar

Vid satsvis förtjockning är det främst uppehållstiden som avgör förtjockningsresultatet.

Vid kontinuerlig förtjockning är mängden torrsubstans som tillförs förtjockaren per
tidsenhet den bestämmande faktorn för förtjockningsresultatet.

Den hydrauliska belastningen på förtjockaren är av avgörande betydelse för avskilj-
ningsgraden.

Stabilisering

Behandlingsprinciper

Slamstabilisering innebär att man minskar eller eliminerar riskerna för att slammet
börjar jäsna och ger upphov till störande lukt.

Stabiliseringen sker vanligen genom biologiska processer i vätskefas, där den lätt sön-
derdelbara organiska substansen bryts ned. Då minskar slammängden och TS-mäng-
den kan på så sätt reduceras med 25–40 %. Primärslam som innehåller hög halt lätt

Avskiljningsgraden = anger
hur stor andel av TS mängden i
inkommande slam som återfinns
i det förtjockade slammet.

Avskiljningsgraden = anger
hur stor andel av TS mängden i
inkommande slam som återfinns i
det förtjockade slammet.

sönderdelbar substans reduceras mest, medan kemiskt slam minskar mycket litet i TS-mängd. I stabiliseringsprocesserna avdödas också patogena (sjukdomsalstrande) bakterier och virus mer eller mindre effektivt, beroende på vilken process som används och driftsättet.

Stabilisering kan också ske genom kompostering av avvattnat slam.

Dessa metoder föregås vanligen av mekanisk avvattning.

Genom avdödning av de bakterier och andra mikroorganismer som finns i slammet och orsakar att slammet kommer i jäsning, kan man också uppnå luktfrihet. Sådan avdödning kan ske genom uppvärmning eller torkning av slammet eller genom kemikalietillsats, vanligen kalkning. I dessa fall sker ingen nedbrytning av slammets organiska innehåll, men man får en från hygienisk synpunkt tillfredsställande slutprodukt.

Mekanism och driftbetingelser

Vid biologisk stabilisering sönderdelas organiskt material i slammet genom biologisk nedbrytning. Detta kan ske på flera sätt.

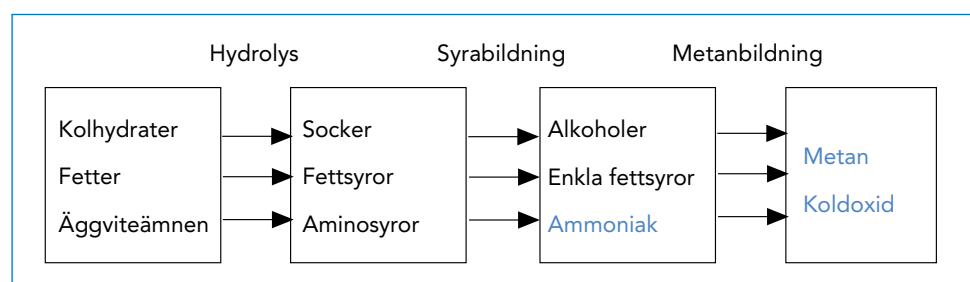
- Anaeroba processer som sker utan tillgång till syre
- Aeroba processer som sker i närvaro av och med hjälp av syre
- Stabilisering i vassbäddar

I de anaeroba processerna blir slutprodukterna utrötat slam (torrsubstans), slamvatten och rötgas. Rötgasen består av koldioxid (CO_2) metangas (CH_4), samt mindre mängder svavelväte (H_2S), ammoniak (NH_3) m.m.

I de aeroba processerna däremot bildas syrerika produkter som koldioxid, nitrat (NO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}).

Rötning

Nedbrytningen av organiskt material i en rötkammare sker i flera delsteg. Först sker en upplösning och nedbrytning av sammansatta organiska ämnen till enklare vattenlösliga föreningar genom inverkan av enzymer som avsöndras av bakterierna (hydrolys). Nedbrytningen fortsätter sedan med hjälp av bakterier till enkla fettsyror, t.ex. ättiksyra, och alkoholer (syrabildning). Det sista steget innebär bildning av metan och koldioxid med hjälp av metanbakterier (metanbildning).



Figur 47 Anaerob nedbrytning av organiskt material

De mikroorganismer som deltar i de anaeroba reaktionsförlöppen är starkt temperaturoberoende. Normalt arbetar man med bakterier som har sin optimala verksamhet vid 37° C.

Rötkammare

En rötkammare består i princip av en sluten tank i vilken slammet förvaras utan lufttillträde. För att hålla önskvärd temperatur i slammet, ca 37° C, fordras uppvärmning. Uppvärmningen sker vanligen genom att det utrötade slammets värmeinnehåll utnytt-

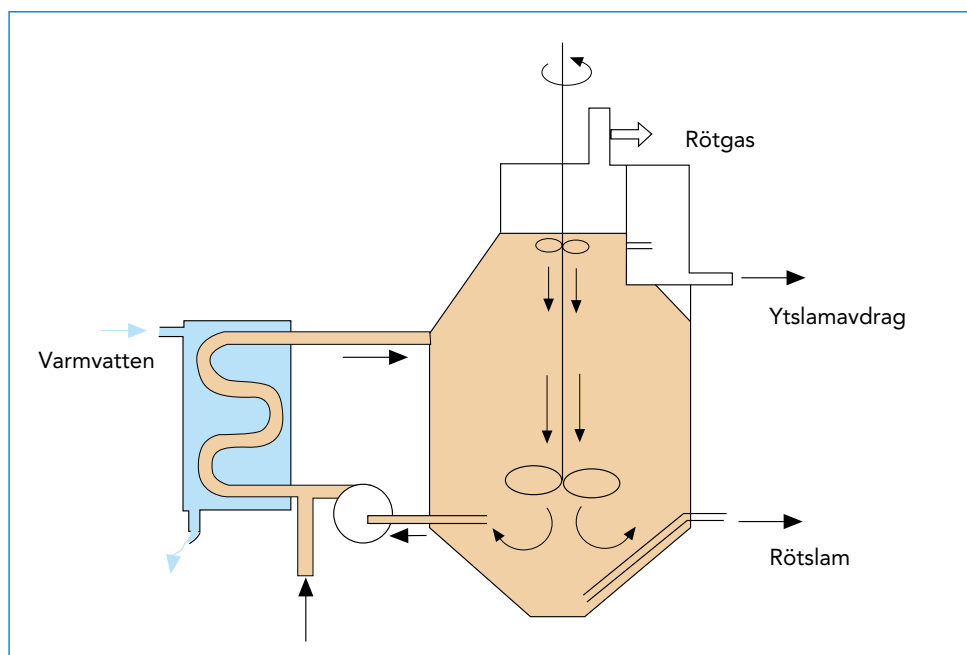
jas för att värma upp råslammet. Det kan ske i en slam/slam-värmeväxlare eller med en värmepump. För att hålla uppe temperaturen på slammet i rötammaren cirkuleras detta genom en slam/vatten-värmeväxlare, där värme tillförs med varmvatten.

Denna metod är vanlig idag. En fördel är att utrustningen är placerad utanför rötammaren. Tidigare skedde uppvärmning också via varmvatten, som cirkulerar i rör eller mantlar inne i rötammaren eller med elektriska doppvärmare inne i rötammaren.

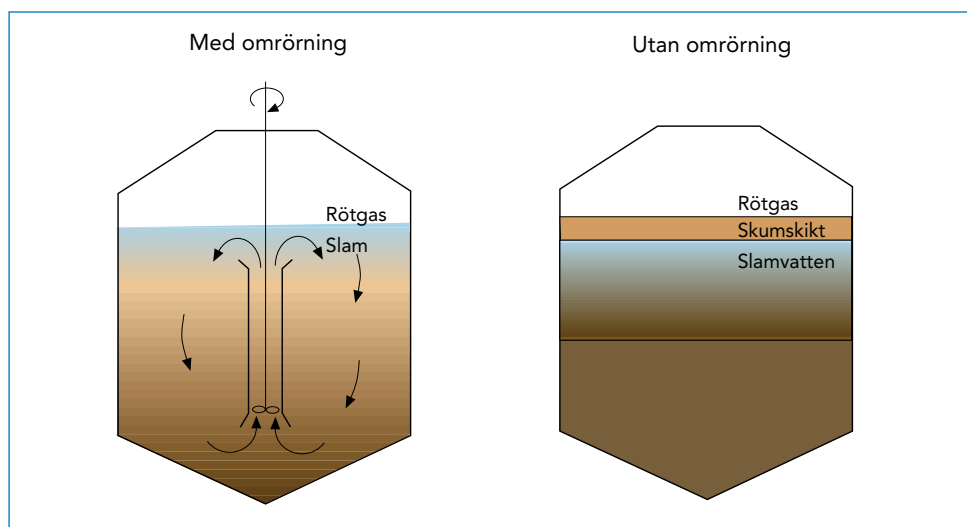
Vid uppvärmningen bör temperaturen hos de värmeavgivande ytorna inte ligga över ca 60° C för att slammet inte ska koagulera och bränna fast.

Koagulera = stelna

För att upprätthålla jämn temperatur och jämnt pH-värde i hela slammassan i rötammaren fordras omrörning. Sker ingen omblandning delar rötammarinnehållet upp sig i flera skikt och den effektiva rötvolymen minskar, med sämre processutbyte som följd. Hela den tillgängliga rötammarvolymen bör därför blandas om väl.



Figur 48 Rötammare med totalomblandning



Figur 49 Rötammare med och utan omrörning

Det är önskvärt ur processens synvinkel att omblandningen sker kontinuerligt.

Gasen som produceras i rötkammaren samlas ofta upp i en gasklocka, vilket medger dels tryckutjämning dels utjämning av svängningar i förbrukningen.

Temperaturen bör hållas på ca 37° C. En väl omrörd rötkammare kan belastas med upp till 2–3 kg organiskt material per m³ och dygn.

En viktig dimensioneringsparameter för rötning är uppehållstiden. God förtjockning möjliggör att rötkammarvolymen kan hållas liten. Den inmatade slamhalten bör dock inte överstiga 8–9 % TS. Vid högre slamhalt finns risk för giftverkan av främst ammoniumjoner eller ammoniakgas. Hög TS-halt försvårar dessutom mekanisk omrörning. Vid rötning i två seriekopplade rötkammare bör anläggningen utformas så att de två reaktorerna kan drivas parallellt.

TS = torrsubstans

Driftresultat

Primärslam och slam från biobäddar är lättrotade och ger rötslam med hög TS-halt och slamvatten med låg halt suspenderad substans. Överskottslam från aktivslamanläggningar ger däremot en mycket svårförtjockad slutprodukt med låg TS-halt.

Gasproduktionen uppgår normalt till ca 15–20 l/pe, d vid rötning av primärslam och till 25–30 l/pe, d vid rötning av primär och bioslam.

Biogas- och energiproduktionen vid rötning av en blandning av primär- och överskottsslam visas i nedanstående sammanställning.

Vid produktion av elenergi via gasmotor och generator blir den motsvarande elenergin 30–35 % av den totala energimängden.

Driftresultatet kan utvärderas med hjälp av förhållandet mellan utvunnen energi och tillförd energi, energifaktorn. Utvunnen energi erhålls genom summan av producerad mängd gas per dygn multiplicerat med gasens energiinnehåll. Tillförd energi erhålls genom energimätning på värmeväxlare samt omrörare och slampumpar till och från rötkamrarna. En väl fungerande rötkammare ger en energifaktor på 5–10.

Drift och skötsel

Före igångkörning fylls rötkammaren helt med försedimenterat eller biologiskt behandlat avloppsvatten. För att höja buffertkapaciteten i vattnet kan man sätta till ca 300 g natriumvätekarbonat (natriumbikarbonat) per m³ vatten. Innan inpumpning av slam påbörjas värms vattnet till 30–35° C. Temperaturen hålls därefter så konstant som möjligt. Uppstarten sker snabbast om man börjar med att tillsätta ett väl utrotat slam som ympslam. Om ympslam inte finns på reningsverket kan slam hämtas från något annat reningsverk som har rötkammare. Därefter påbörjas inpumpningen av små mängder råslam. Eventuellt tillförs mera ympslam under tiden, vilket påskyndar processen. När gasbildningen kommer igång ökas råslamtillförseln. Uppstarten följs med analyser t.ex. pH, alkalinitet och flyktiga syror.

Ur driftkontrollsynpunkt är det främst följande parametrar som bör kontrolleras: Temperatur, pH, gasproduktion, gassammansättning, organiska syror och bikarbonatalkalinitet. För att kunna kontrollera sönderdelningsgraden bör man även utföra analyser av råslammets och rötslammets glödrest- och glödförlustinnehåll. Sönderdelningsgraden är dock inget bra mått på om slammet är tillräckligt väl stabiliserat. Det rotade slammet halt av organiska syror (uttryckt som ättiksyra, HAc) anses vara ett bättre mått. Ett stabilt slam bör ha ett värde betydligt under 300 mg HAc/l.

Den dagliga rutinen innefattar kontroll av temperatur, pH-värde och nivå samt bokföring av inpumpad råslammängd, gasproduktion, avtappad rötslammängd och omrörningstid. Alkaliniteten och mängden flyktiga syror analyseras en gång i veckan.

Ympa = att tillföra verksamma mikroorganismer med rötslam från en rötkammare som är i drift.

Råslam = ostabiliserat slam.

Bikarbonatalkalinitet = ett mått på slammets motståndskraft mot försurning. Enhet: mekv/l. En mekv/l = 61 mg/l HCO₃

HAc = Ättiksyra skrivet i en kemisk kortform.

Fortlöpande kontroll av funktionen görs enklast genom att studera förhållandet mellan producerad gasmängd och tillförd mängd organiskt material.

I samband med slamtappning tas blandprov (5–7 stickprov under en tappningsperiod) för analys av TS-halt, glödrest och glödförlust i rå- och rötslam. Om rötslamvatten bräddas tas prov för kontroll av halten suspenderad substans på motsvarande sätt.

Med ledning av glödförlustvärdena beräknas utrötningsgraden. Detta görs enligt formel på föregående uppslag.

Det är viktigt för god funktion hos röt-kammaren att man håller konstant temperatur. Även obetydliga förändringar på någon grad kan förorsaka minskad bakterieverksamhet. Eventuella förändringar kompenseras genom ökad eller minskad värmetillförsel.

Kontroll av pH-värdet i röt-kammaren tillhör daglig driftkontroll. Konstateras för lågt pH-värde kan kemikalier tillföras för pH-justering. Detta kan lämpligen göras i samband med råslamtillförsel samtidigt som omrörning sker av röt-kammarinnehållet. Helst bör natriumvätekarbonat väljas. Andra basiska ämnen (t.ex. kalk och lut) kan ge för högt pH-värde (vid överdosering) samt ett tillfälligt undertryck. Kalk är svårt att blanda in och det finns risk att kalken samlas på röt-kammarens botten. I en väl fungerande röt-kammare bör bikarbonatalkaliniteten överstiga ca 50 mekv/l. Samtidigt som man åtgärdar det låga pH-värdet måste man utreda orsaken till att pH sjunker.

mekv = milliekvivalenter

En minskning av gasproduktionen och/eller en ökning av CO₂-halten är ett tecken på driftstörning.

Flytslam kan bildas i röt-kammaren då slam alltid innehåller en del komponenter som har benägenhet att bilda flytslam. Sådana komponenter är syntetiska fibrer, hår, gummidetaljer, plast, växtdelar, fett och oljor. I de fall omrörningen är svag i röt-kammarens ytskikt bildar nämnda ämnen tillsammans med rötade slampartiklar ett successivt växande flytslamskikt. Innan detta tas bort bör man röra om kraftigt, varvid slampartiklarna sjunker mot botten och flytslammet kan tappas av. Detta skall inte föras till verkets inlopp eftersom det då senare bara bildar nytt flytslam. Helst bör flytslam från en försedimentering inte tillföras en röt-kammare med dålig ytomrörning. Även trådformade bakterier, som blivit vanligare genom införandet av kväveavskiljning, kan bidra till skumning och flytslambildning i röt-kammare.

Explosionsfara föreligger om rötgas kommer ut i luft. Luft får inte heller tränga in i röt-kammaren då rötningsprocessen i så fall störs.

Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på mängden alkaliska ämnen (ämnen som kan reagera med vätejoner d.v.s. neutralisera starka syror). Sådana alkaliska ämnen är t.ex. (HCO₃⁻) och (CO₃²⁻) som tillhör karbonatgruppen samt OH⁻. Det existerar hela tiden en balans mellan kolsyra (CO₂) och bikarbonatjoner (HCO₃⁻). Balansen kan beskrivas med formeln



I formeln utgör mellanledet H₂CO₃ (den egentliga formeln för kolsyra) endast ett övergångssteg. Ämnet existerar inte som fritt ämne.

När pH går över 8,3 försvinner fri CO₂ och bikarbonat (HCO₃⁻) börjar övergå till karbonatjon (CO₃²⁻) och vid pH 9,8–10 existerar all alkalinitet som kommer från kolsyra som karbonat.

Det är viktigt att alltid ha tillräcklig buffertkapacitet för att hålla ett pH av ca 7 eftersom flyktiga syror alltid bildas under den anaeroba nedbrytningen. Bikarbonatalkaliniteten bör överstiga 50 mekv/l och inte sjunka under 20 mekv/l.

Aerob stabilisering (slamluftning)

Vid aerob stabilisering (slamluftning) sker omvandlingen av organiskt material i närvaro av syre. Processen är enklare att driva än rötningen men ger inte möjlighet att tillvarata den energirika rötgasen. Processen drivs vanligtvis i liknande bassänger som aktivslamprocessen.

Kalkning

Ett tillfälligt stabilt slam kan också erhållas genom att pH-värdet höjs så mycket att bakterier och virus avdödas eller inhiberas. Detta åstadkoms genom tillsats av kemikalier. Den enda från ekonomisk synpunkt realistiska kemikalien är kalk (CaO eller Ca(OH)_2). Kalktillsatsen måste resultera i ett pH-värde >11 , annars finns risk för att bakterier överlever och börjar producera CO_2 och syror varvid pH sjunker.

pH-värdet bör överstiga 12 efter 14 dagars lagring vid 20°C .

Kalken kan tillsättas slammet före eller efter avvattning. Om kalkinblandning sker före avvattning används släckt kalk (hydratkalk). Nackdelen med denna metod är att kalk åtgår även för att höja pH hos medföljande slamvatten. När det basiska slamvattnet återförs till reningsverket, försvåras kemisk fällning med aluminiumsulfat eller järnklorid p.g.a. pH-variationer.

Den normala metoden är att sätta till kalken till avvattnat slam i en blandare. Då används lämpligen osläckt (bränd) kalk. Då erhålls också en kraftig värmeutveckling vid släckning av kalken vilket ökar bakterieavdödningen. Man bör inte räkna med att slammet blir luktfritt efter kalkning. En stark lukt uppkommer genom att ammoniak frigörs.

Fördelen med slamkalkning är att processen är enkel och att endast små investeringar krävs. Till skillnad från de biologiska stabiliseringsprocesserna minskar dock inte råslammängden utan ökar tvärtom, vilket försämrar slamhanteringsens totalekonomi och dessutom blir arbetsmiljön sämre. Driftkostnaden domineras också av kostnaden för kalkdosen. Dessutom är stabiliseringseffekten tillfällig. Efter en tids lagring har pH-värdet avtagit så mycket att bakteriella nedbrytningsprocesser kan påbörjas. Detta innebär att lagringstiden av kalkat slam är begränsad.

Avsättning av slam till jordbruk kan i områden med sura jordar gynnas av kalkinblandning.

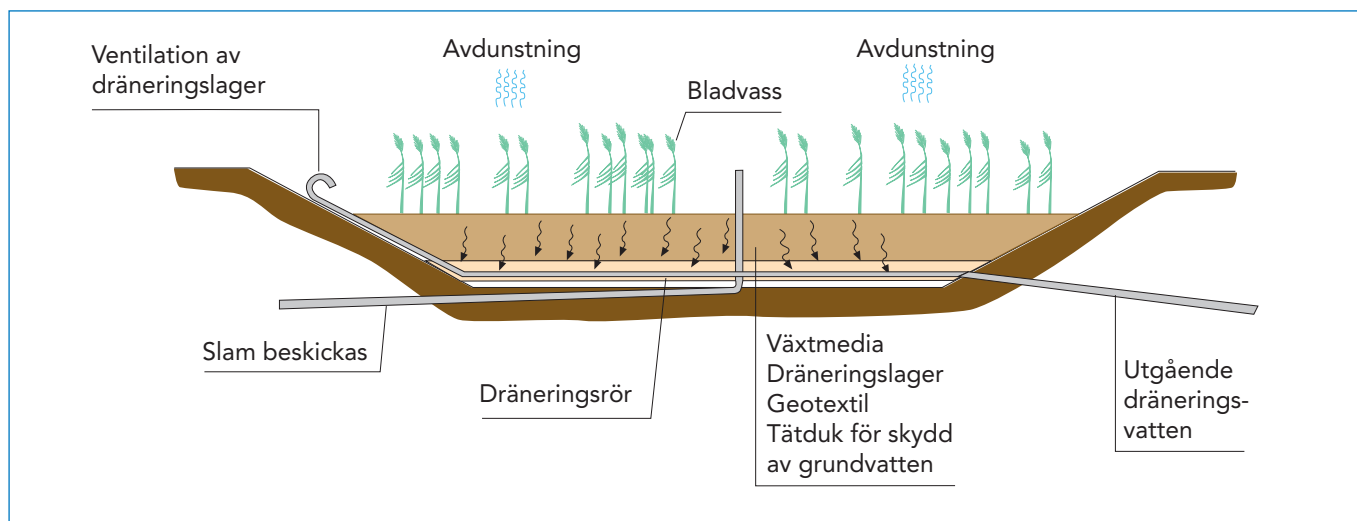
Behandling i vassbäddar

Stabilisering i vassbäddar kan ofta vara den enda möjligheten att stabilisera slam vid små anläggningar, både av tekniska och ekonomiska skäl. Rötning är inte ekonomiskt försvarbart för anläggningar under 10 000 personer (under 25 000 personer om rötgasen skall tas tillvara) och kalkstabilisering kräver en siloanläggning och inblandningsanordningar för kalk.

Vassbäddar kan också användas för avvattning.

Stabilisering och avvattning av slam i vassbäddar är en metod, som utvecklades i Tyskland, Danmark och USA under 1980- och 1990-talen. Metoden kom fram sedan det upptäckts att vanliga slamtorkbäddar fungerade bättre när det började växa bladvass (*Phragmites australis*) på dem. Vassbäddarna kan ta emot större mängder slam än vanliga slamtorkbäddar. De ger också en aerob och ofta bättre behandling samt ett renare dräneringsvatten än slamtorkbäddar.

Vanligtvis är vassbäddarna uppbyggda med planterings- och dräneringslager, dräneringsrör och tätduk, se Figur 50. Dräneringsvattnet leds vanligtvis tillbaka till reningsverket.



Figur 50 Sektionsskiss av vassbädd

Vassbäddar dimensioneras vanligen för 50–100 kg TS per m² och år. TS-mängden beror mestadels på i vilken grad som slammet har stabiliserats innan det behandlas i en vassbädd. Slam som beskickas bäddarna har oftast en TS-halt mellan 0,5 och 2,5 procent. Minst fyra bäddar behövs för att få en upptorkning mellan utpumpningarna. Beskickningen kan pågå i ca 10 år innan behandlingen måste brytas. Detta beror på att bladvassens upptorkningsförmåga inte fungerar på ett större slamdjup än 1,5 meter, vilket brukar uppnås efter ca 10 års drift.

Ett tiotal anläggningar har redovisat resultat från tömningar av vassbäddar. Redovisningarna visar på ett hanterbart slam, som liknar kompostjord. TS-halten är 50–70 procent. Till stor del all fosfor men även tungmetaller finns kvar i slammet medan större delen av det kväve som belastat bäddarna har reducerats.

Bäddarna kan tömmas tre gånger och har en förväntad livslängd på ca 30 år.

De främsta fördelarna med vassbäddar är minskad kemikalieförbrukning på reningsverket (polymerer kan helt uteslutas) och renare dräneringsvatten som ger lägre belastning än rejektvatten från vanlig slamavvattning. Om slam behandlas i vassbäddar i stället för på konventionellt sätt, behövs inga centrifuger, ingen polymerberedning och rejektvattenbehandling, inga slamplattor eller annan liknande utrustning på reningsverken.

Driften av vassbäddar är säker och enkel, vilket innebär en bättre arbetsmiljö för personalen på reningsverket. Metodens nackdelar är det stora ytbehovet och de relativt stora arbetsinsatser som krävs vid driftstart av anläggningen. Eftersom relativt få vassbäddsanläggningar har tömts är kunskapsnivån för närvarande låg när det gäller slutanvändningen av det behandlade slammet.

Vassbäddar innebär en slambehandling med få transporter med mindre energiförbrukning jämfört med rötning och mekanisk avvattning. Fosfor finns kvar koncentrerat i bädden.

Avvattning

Efter förtjockning består slammet fortfarande till större delen av vatten. TS-halten är vanligen 2–5 %.

För avvattning används oftast maskiner såsom centrifuger, skruvpressar, silbandpressar eller filterpressar. Dessutom utnyttjas tork- och vassbäddar där vattnet dels får dränera

av (avvattning), dels avdunsta (torkning). I vassbäddarna sker även en biologisk nedbrytning av slammets organiska material, främst under sommarhalvåret.

Mekanism

Avsikten med avvattningen är att minska vatteninnehållet i slammet och därigenom minska dess volym. För att snabbt genomföra en långtgående mekanisk avvattning krävs starka krafter. Detta åstadkoms genom att slammet behandlas i maskinell avvattningsutrustning i form av centrifuger, silbandpressar. Det blir då möjligt att avskilja vatten från allt mindre hålrum i slammet.

Vid avvattningen uppdelas slammet i en koncentrerad slamfas (slamkakan) och en vattenfas (rejektvattnet). Det är väsentligt att rejektvattnet, som återförs till vattenbehandlingsdelen, har en låg halt suspenderad substans (SS). En hög halt suspenderad substans i rejektet medför att en stor mängd slam återförs till vattenbehandlingsdelen för att åter avskiljas och tillföras slambehandlingen. Den behandlade slammängden ökar på så sätt.

Konditionering

För att underlätta avvattningen och öka avskiljningsgraden vid mekanisk avvattning konditioneras slammet vanligen före avvattningen. Slammets struktur ändras härigenom så att vattenavgången underlättas. Sådan konditionering kan ske genom endera av följande tre metoder:

- kemikalietillsats
- uppvärmning
- frysning

I samband med maskinell avvattning är kemikalietillsats den vanligaste konditioneringsmetoden. Även uppvärmning utnyttjas, dock inte i Sverige. Vid avvattning i vassbädd och torkbädd utförs vanligen ingen konditionering.

Kemikalietillsats

Slam består av fasta partiklar uppslammade i vatten. Partikelstorleken är av stor betydelse vid avvattningen. Med minskande partikelstorlek ökar den sammanlagda partikelytan samt antalet kontaktpunkter mellan slampartiklarna. Detta innebär att ju mindre partikelstorlek desto större är andelen adsorptions- och kapillärvatten, som är svårt att avlägsna. Konditioneringen syftar till att öka partikelstorleken genom sammanslagning av små partiklar till större partikelaggregat.

De kemikalier som kan komma ifråga för konditionering av slam är dels oorganiska flockningsmedel som aluminiumsalter eller en kombination av kalk och järnsalter, dels organiska polymerer. De organiska består av långa kedjor uppbyggda av monomerer (Figur 51).

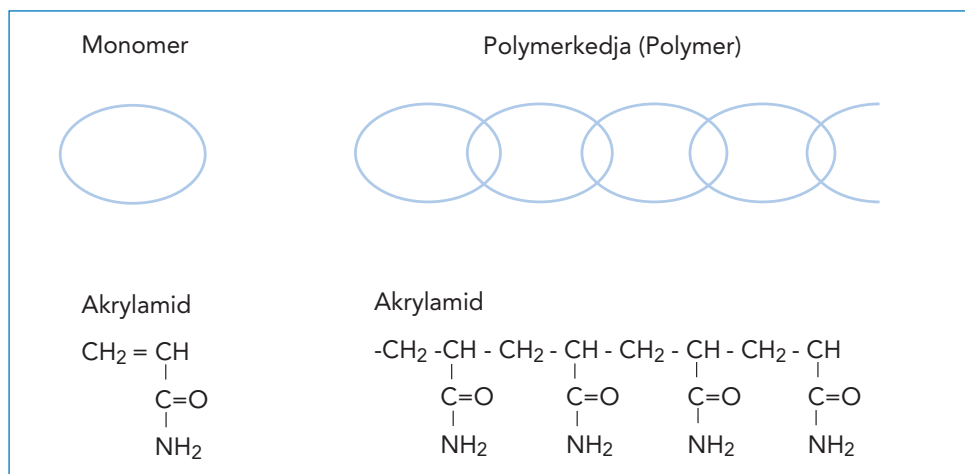
De oorganiska flockningsmedlen används främst i samband med avvattning av rötat primär- och bioslam på filterpressar.

De organiska polymererna kan alltefter den elektriska ytladdningen indelas i

- katjonaktiva (positivt laddade)
- nonjonaktiva (neutrala, oladdade)
- anjonaktiva (negativt laddade)

Också partiklarna i slammet är elektriskt laddade på ytan.

De elektriska laddningarna av samma slag gör att partiklarna stöter bort varandra (repulsion). Ett sätt att underlätta flockbildning är att minska partiklarnas laddning. Om laddningen minskar, minskas också partiklarnas naturliga rörelseförmåga. Genom för-



Figur 51 Exempel på uppbyggnad av en polymer

siktig och kontrollerad omrörning kan partiklarna återigen fås att flocka. Partiklarnas laddning kan ändras genom tillsats av oorganiska flockningsmedel som aluminiumsalter, järnsalter och kalk etc.

Vid polymertillsats sker en bryggbildning mellan slampartiklarna så att större partikelaggregat bildas.

En polymertillsats har således en trefaldig verkan vid avvattning:

- Avskiljningsgraden ökar genom utflockning av mikropartiklar
- TS-halten i slamkakan ökar genom att partikelstorleken ökar och därmed andelen lättavvattnat hållrumsvatten
- Styrkan hos bildade flockar ökar genom bryggbildningen så att högre tryck kan anbringas utan att partiklarna sönderfaller

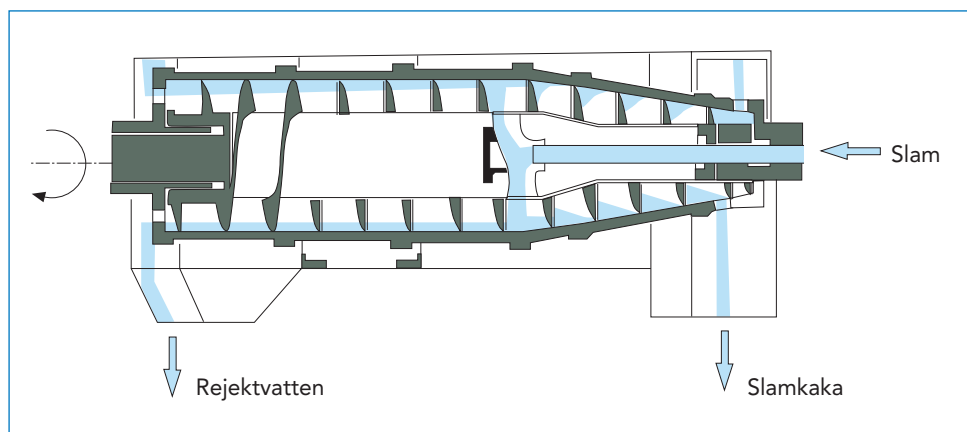
Polymerernas eventuella negativa miljöpåverkan då slam används på åkermark har diskuterats. Flockningsmedlet polyakrylamid som nu ofta används för avvattning av avloppsslam är biologiskt svårnedbrytbart. Det klassificeras inte som hälso- eller miljöfarligt. Däremot kan det innehålla spår av monomeren akrylamid. Resthalten akrylamid i den polyakrylamid som används vid slamavvattning i Sverige är normalt mindre än 0,1 procent. Monomeren akrylamid är mutagen, giftig och cancerframkallande och klassificeras av KemI:s och EU:s regler som hälsofarlig, men inte miljöfarlig. Enligt KemI:s klassificeringslista finns det risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering av akrylamid, genom inandning, hudkontakt eller förtäring. Därför bör polymerhanteringen utformas så att personalen inte i onödan exponeras för polymerer.

Försök har visat att tillsatser av polyakrylamid, eller av avloppsslam som innehåller polyakrylamid, inte ger några påvisbara negativa effekter på markorganismernas respiration, biomassa eller nitrifikation.

Mot bakgrund av ovanstående innebär användning av polyakrylamid för avvattning av avloppsslam troligen mycket små risker för negativa effekter på miljön samt människors och djurs hälsa.

Centrifugering

Den typ av centrifug som normalt används för slamavvattning är en s.k. dekantercentrifug (Figur 52), som förekommer i många olika fabrikat och utföranden. Dekantercentrifugen består av en cylindrisk-konisk trumma i vilken en skruvtransportör är monterad. Både trumman och transportören roterar med hög hastighet i samma riktning, men skruvtransportören med något lägre eller högre varvtal än trumman.



Figur 52 Dekantercentrifug i genomskärning

Slammet som skall avvattnas matas in i maskinens centrum genom ett inloppsrör. Av centrifugalkraften förs det omedelbart ut till trummans periferi. Eftersom de fasta partiklarna i slammet är tyngre än vattnet, avsätter de sig som ett lager runt trummans vägg medan vattnet bildar en ring närmare centrum.

Med moderna centrifuger kan differensvarvtalet automatiskt anpassas efter det avvattnade slammets konsistens (TS-halt).

Avskiljningsgraden är förhållandet mellan vikten av fast material i det avvattnade slammet och vikten av fast material i det våta slammet före avvattningen. Fast material bestäms normalt som suspenderad substans (SS). I slam med mer än ungefär 10 000 g SS/m³ (1 % SS) används i praktiken TS-halten som ett mått på halten fast material.

Uppföljning bör även ske av avvattnad slammängd, kemikalieförbrukning, energiförbrukning samt spritsvattenförbrukning och avvattnarens gångtid. Vid beräkning av förbrukad mängd konditioneringsmedel per kg TS skall den anges per avvattnad kg TS och inte per inmatad kg TS.

Filtrering

Vid filtrering avskiljs vatten genom ett medium (filtrerduk, silduk) som i princip endast släpper igenom vattenfasen. Slampartiklarna fångas upp av mediet och bildar en slamkaka genom vilken vattnet skall passera. För att uppnå en acceptabel torrhalt på rimlig tid måste vatten avlägsnas från slamkakan av en tryckskillnad. Detta kan ske genom att vattnet sugas ut ur slamkakan med undertryck eller pressas ut genom övertryck. På svenska reningsverk används ofta silbandpressar. På ett fåtal anläggningar används kammarfilterpressar.

För små reningsverk utan mekanisk avvattning blir ofta transportkostnaden hög för slam med låg TS-halt (2–4 %) in till ett centralt reningsverk. Många olika utrustningar som höjer TS-halten ytterligare har därför provats med varierande framgång.

En metod som verkar fungera i de flesta fall bygger på att en vägg i en behållare förses med silduk eller perforerad plåt. Om slam som konditionerats med polymer tillförs, passerar slamvatten igenom väggen. TS-halten kan härvid öka till 10–15 %, beroende på slammets egenskaper, polymerdos och behandlingstid.

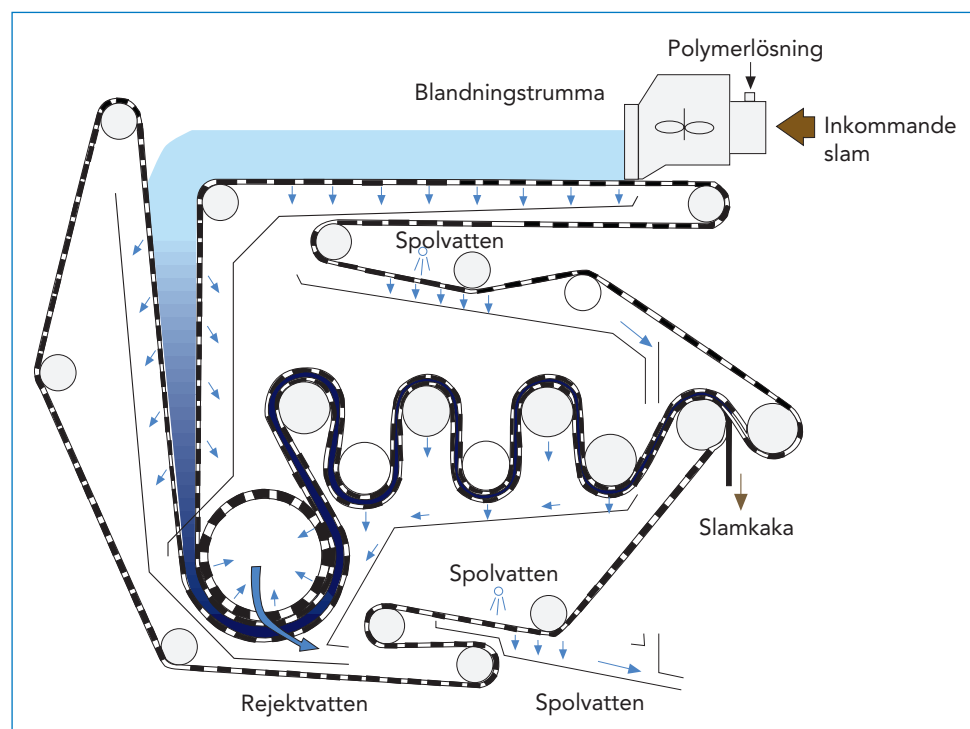
Silbandpress

Silbandpressar finns i ett flertal fabrikat och utföranden, varav ett exempel visas i Figur 53. Kännetecknande är att slammet tillförs ett långsamt gående silband där det först får dränera och sedan pressas mellan två silband med ett efterhand ökande presstryck. Konditionering av slammet sker genom polymertillsats i en roterande bland-

SS = suspenderad substans, anger mängden fasta ämnen i ett prov.

TS-halten = mängden fasta (SS) och lösta ämnen i ett prov TS = SS + lösta ämnen, i slam med SS > 1 % kan mängden lösta ämnen försummas och TS blir då approximativt lika med SS.

ningstrumma innan slammet tillförs silbandet. För att uppnå en effektiv avvattning fordras att den bildade slamkakan utsätts för skjuvning, vilket innebär att slampartiklarna bringas att glida mot varandra. Detta åstadkoms genom att silbanden bryts över valsar. Silbandpressarna är beroende av kontinuerlig renspolning av silbanden, vilket sker med vatten under högt tryck.



Figur 53 Silbandpress

Vassbäddar

Vassbäddarnas användning för stabilisering och avvattning har behandlats på sid 128.

Kompostering

Behandlingsprincip

Kompostering är en naturlig nedbrytningsprocess av organiskt material. Under kontrollerade syrerika förhållanden omvandlas det komposterade materialet till en stabil slutprodukt.

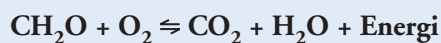
Slam kan komposteras i blandning med hushållsavfall eller annat torrt organiskt material, t.ex. bark, spån eller trädgårdsavfall. Om slammet avvattnas till hög torrhalt (40–45 % TS) kan det komposteras utan inblandning av ”främmande” material, under förutsättning att slammets pH-värde möjliggör en hög mikrobiell aktivitet. En riktigt genomförd kompostering är ett alternativ till stabilisering genom rötning. Stabilisering med kompostering ger en minskad slamvolym och ökad torrhalt. Andra anledningar till att kompostera slam är att man därigenom kan tillverka jordförbättringsprodukter för grönytor samt använda slammet vid återställning av tåker, deponier m.m.

Beroende på torrhalten kan kompostering ske på två olika sätt: torrkompostering vid 35–65 % torrhalt, i reaktorer eller i strängar eller högar, och våtkompostering vid 2–12 % torrhalt i reaktorer syresatta med blåsmaskiner eller med annan mekanisk syresättning.

Våtkompostering sker vid 55–65° C i en eller flera slutna, isolerade reaktorer i serie där materialet syresätts. Ofta sker värmeväxling mellan inkommande och utgående slam. Anläggningar för våtkompostering är vanligtvis utrustade med frånluftbehandling.

Nedanstående text behandlar enbart torr kompostering.

Kompostering innebär att organiskt material bryts ned av mikroorganismer, bakterier och svampar, då fritt syre finns tillgängligt (aerobi). Under processen bildas koldioxid, vatten och energi.



Den utvecklade energin ger en temperaturhöjning som är en av fördelarna med kompostering eftersom detta kan leda till hygienisering av kompostmaterialet om processen styrs på ett riktigt sätt. En långtgående kompostering ger en slutprodukt i form av en relativt stabil humus.

Humus = sammanfattande benämning på mörkfärgade stora organiska föreningar i marken.

Stabilisering och hygienisering

Ett rimligt mål för komposteringsprocessen är en nedbrytning av organiskt material med ca 40–50 %. Detta kan lätt uppnås vid rätt styrning av processen.

För att få en stabil produkt med jämn kvalitet i hela kompostmassan och erhålla en stabiliseringsgrad, nedbrytning av organiskt material på 40–50 %, krävs en styrd luftad process under minst 7 veckor med en vändningsfrekvens på ca 2–3 gånger per dag i början, och 1–2 gånger per vecka i slutet av perioden.

Hur länge materialet behöver komposteras beror på om slammet är rötat eller inte och vilken stabiliseringsgrad som eftersträvas hos den färdiga komposten.

En kompostprodukt med hög stabiliseringsgrad kan t.ex. användas för tillverkning av odlingsjord, planteringssubstrat m.m.

Utformning

Kompostering kan genomföras enligt två huvudprinciper: öppen och sluten kompostering med kombinationer av dessa. Den intensiva förkomposteringen, där den största risken för att luktproblem ska uppstå, bör utformas som sluten kompostering medan den efterföljande komposteringen kan utformas som en öppen kompostering.

Nedan följer några exempel på utformning av kompostering:

- Förkompostering som sluten kompostering och efterkompostering i öppna strängar med mognad i öppna högar
- Både för- och efterkompostering som sluten kompostering med mognad i öppna högar
- För- och efterkompostering som öppen kompostering i strängar med mognad i öppna högar

Tiden för förkompostering är vanligen ca 3–4 veckor medan tiden för efterkompostering är ca 4–6 veckor. Tiden för mognad är ca 4–8 veckor. Den totala tiden för kompostering och mognad tills man får en färdig produkt är vanligen ca 11–15 veckor eller ca 2,5–4 månader.

Om öppen och sluten kompostering

Vid öppen kompostering läggs komposten i en sträng eller limpa och luftas, och/eller vänds av en speciell strängläggningssmaskin.

Vid strängkompostering kan inte frånluften behandlas om man inte suger ut frånluften från strängarna och renar denna luft separat. Detta är en anledning till att man föredrar att suga luften snarare än att blåsa luften genom komposten.

Sluten kompostering kan ske som reaktorkompostering i en byggd reaktor eller som duktäckt kompostering med duk ovanpå en hög eller en byggd box i betong eller trä.

Frånluften från sluten kompostering kan recirkuleras, värmeväxlas, kylas, befuktas etc. beroende på hur processen styrs. Frånluftbehandling kan ske med biologiska filter (t.ex. kompostfilter) eller med skrubber. Reaktorkompostering har nästan alltid frånluftbehandling.



Foto Lars Fredriksson,
Västmanlands Läns Tidning

Figur 54 Strängkompostering

Påverkande faktorer

Faktorer som påverkar komposteringsprocessen är främst:

- Tillgången på syre
- TS-halt
- Temperaturen
- Hämmande kemiska föreningar
- pH-värdet
- Tillgången på mineralämnen
- Behov av tillsatsmaterial
- Tiden

Syretillgången

Den absolut viktigaste förutsättningen för kompostering är tillgång på syre. Finns inget syre närvarande, blir nedbrytningen anaerob. Vid anaerob nedbrytning är värmeutvecklingen mycket liten jämfört med aerob nedbrytning. Det sker således ingen temperaturstegring och hygienisering sker inte. Då nedbrytningen blir anaerob, kan också illaluktande produkter som svavelväte, ammoniak och olika organiska syror bildas. Dessutom bildas växthusgasen metan.

En anaerob process i delar av komposten medför dessutom att lakvatten kan uppstå, vilket inte uppstår då komposten styrs riktigt och aeroba förhållanden upprätthålls. Om delar av komposten blir anaeroba kan detta även leda till att slutprodukten inte är lika stabil som vid aeroba förhållanden. Närvaro av syre är således en absolut förutsätt-

ning för att komposteringsförloppet skall förlöpa på rätt sätt. I själva verket bör inte en process som är delvis anaerob kallas kompostering.

TS-halt

Vid komposteringen är torrhalten (eller omvänt vattenhalten) hos kompostmaterialet av stor betydelse. För att kompostering skall kunna ske, får materialets torrhalt inte vara för låg. Om torrhalten är för låg, blir den komposterande massan alltför kompakt och syre kan inte nå alla dess delar.

Torrhalten får inte heller bli för hög, för då kan aktiviteten hos mikroorganismerna hämmas. Om torrhalten stiger upp mot 80 % upphör praktiskt taget all mikrobiell aktivitet. Den maximala torrhalten bör hållas vid ca 65 %. För att få en långtgående nedbrytning måste vatten oftast tillföras processen efter en viss tid eftersom vattnet följer med frånluften som vattenånga.

Temperatur

När nedbrytningen kommer igång avges värme. Genom att materialet lagts upp i en hög, kommer materialet i sig att utgöra en isolering mot omgivningen och den värmeenergi som utvecklas förloras inte utan värmer upp materialet. Då temperaturen stiger, stiger också nedbrytningshastigheten. Detta innebär i sin tur att det bildas ännu mera värme, som värmer upp det komposterande materialet, vilket ytterligare ökar nedbrytningshastigheten. På detta sätt kan det uppstå hög temperatur. Mikroorganismerna kan på detta sätt göra att temperaturen blir så hög att deras egen aktivitet hämmas. På grund av mikroorganismernas minskade aktivitet kommer då temperaturen att sjunka tills mikroorganismerna har "återhämtat sig", varvid aktiviteten och därmed temperaturen åter ökar.

Det optimala temperaturintervallet med avseende på nedbrytningshastighet är ca 60° C under den intensiva förkomposteringen. Vid efterkomposteringen är temperaturen betydligt lägre och den kan uppgå till ca 45° C i slutet av processen.

Vid mycket lättkomposterade material och då man har god syretillförsel kan det även inträffa att temperaturen blir alltför hög, om inte värmeenergin leds bort med frånluften i tillräckligt hög grad. Komposten kan i extrema fall självantända.

Hämmande kemiska föreningar

Mikroorganismernas aktivitet kan hämmas av kemiska föreningar, dels sådana som finns i slammet, dels sådana som bildas under komposteringsprocessen. Exempel på hämmande ämnen i slammet är tungmetaller i hög koncentration.

Koldioxid är ett ämne som bildas naturligt under komposteringsprocessen. Vid otillräcklig luftning kan koldioxidhalten öka i porvolymen så mycket att processen hämmas.

pH-värde

Under komposteringens början sker nedbrytningen mycket snabbt. Därför kan det lätt hända att förhållandena blir delvis anaeroba med bildning av organiska syror som följd om inte syresättningen är tillräcklig. Bildandet av de organiska syrorna kan medföra att pH-värdet blir alltför lågt för att komposteringen skall fortgå på bästa sätt. I sådana fall bör man öka luftningen.

Mineralämnen

Då en del mycket ensartade material, t.ex. bark, skall komposteras kan man behöva blanda in mineralämnen (eller näringsämnen), framför allt kväve och fosfor. Då man komposterar slam, antingen enbart eller i blandning med något annat material, är tillgången på mineralämnen så god att sådana inte behöver tillföras.

Tillsatsmaterial

Strukturmaterial tillsätts vid slamkompostering eftersom slammet har så liten porvolym att luften annars lätt leds lättaste vägen och man får kanalbildning. Det leder till att delar av komposten blir anaeroba och att man får problem med bland annat lukt.

Blandning och homogenisering av slam och strukturmaterial sker i en förbehandling. Strukturmaterial kan bestå av till exempel flisat trädgårdsavfall, bark eller sågspån.

Torkning och förbränning

Torkning

Vid förbränning av avvattnat slam är dess energiinnehåll så lågt att stödbränsle måste tillsättas. Vid ren slamförbränning måste därför slammet torkas före förbränningen, gärna i direkt anslutning till förbränningsanläggningen. Det värme som erhålls vid förbränningen kan då återvinnas och användas för att torka inkommande slam.

Behandlingsprinciper

Vid torkning av slam tillförs värme så att vatten bundet till slammet drivs av. Torrhalten drivs upp från ca 25 % till 90 % TS. Det innebär att 1 000 ton avvattnat slam reduceras till 280 ton, vilket motsvarar en viktninskning med ca 70 %. Detta innebär betydligt färre transporter och därmed lägre transportkostnader för det torkade slammet.

Förbränning

Ursprungligen brändes avfall för att minska dess volym, d.v.s. som en ren kvittblivning. Numera utnyttjas nästan alltid energiinnehållet för produktion av värme eller elektricitet. Nya krav enligt miljöbalken, såsom förbud mot deponering av brännbart avfall från år 2002 samt förbud mot deponering av organiskt avfall, t.ex. avloppsslam, från 2005 ställer höga krav på hanteringen av olika typer av avfall samtidigt som kraven på återanvändning av material samt återföring av näringsämnena till kretsloppet, är större än någonsin tidigare. Samhället vill återföra näringsämnena till kretsloppet, men motståndet mot att sprida avloppsslam på våra åkrar kvarstår, vilket innebär att nya tekniker och användningsområden undersöks, bland annat fosforåtervinning ur avloppsslam före eller efter förbränning. De fosforåtervinningstekniker som hittills har prövats medför dock en rejält ökad energi- och kemikalieförbrukning. Detta ger en negativ påverkan på andra miljömål t.ex. klimatmålet. Ett accepterat alternativ är att nyttja slam för gödning av skog och energigrödor.

Behandlingsprinciper

Förbränningsprocessen kan indelas i fyra olika faser: torkning, förgasning, förbränning av flyktiga beståndsdelar samt förbränning av koksåterstoden.

I förbränningssammanhang brukar man tala om ”de tre T:na”, d.v.s. temperatur, turbulens och tid. För att erhålla en god förbränning och minimera emissioner av oförbränt material krävs att temperaturen är tillräckligt hög, att omblandningen i pannan är effektiv och att uppehållstiden för gaserna är tillräckligt lång. För hög temperatur och förbränning i syreöverskott leder till höga emissioner av kväveoxider, och för att minimera dessa blandas luften och bränslet (slammet) i flera steg på ett kontrollerat sätt, ofta med rökgasåterföring.

Tabell 18 Gränsvärden för utsläpp till luft vid avfallsförbränning (dygnsmedelvärden)

Parameter	Utsläppskrav (dygnsmedelvärde normerat till 11 % O ₂)
Stoft	10 mg/m ³
Organiska ämnen i gas- och ångform (TOC)	10 mg/m ³
Väteklorid (saltsyra, HCl)	10 mg/m ³
Vätefluorid (HF)	1 mg/m ³
Svaveldioxid (SO ₂)	50 mg/m ³
NO _x (Kvävemonoxid och kvävedioxid omräknat till kvävedioxid).	200 mg/m ³
<i>Gäller befintliga anläggningar med kapacitet > 6 ton/h samt nya anläggningar.</i>	
NO _x (Kvävemonoxid och kvävedioxid omräknat till kvävedioxid).	400 mg/m ³
<i>Gäller befintliga anläggningar med kapacitet på högst 6 ton/h.</i>	
Kolmonoxid (CO)	50 mg/m ³

Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning, NFS 2002:28.

Kraven gäller för nya anläggningar fr.o.m. den 3 januari 2003 och för befintliga anläggningar fr.o.m. den 28 december 2005.

Övriga slambehandlingsmetoder

Bland övriga slambehandlingsmetoder kan framhållas inarbetning i åkermark.

Inarbetning innebär att stora mängder slam (100–200 ton TS/år) nedbrukas i matjorden på en begränsad markyta under 3–7 år. Slammets organiska material bryts ned under i huvudsak aeroba förhållanden. Omkring 50 procent av det organiska materialet mineraliseras på tre år om fånggröda används. Efter avslutad inarbetning schaktas de övre trettio centimetrarna bort för att till exempel användas som anläggningsjord.

Den markyta där slammet ska inarbetas dräneras och besås med en fånggröda för att förhindra att växtnäringsämnen, främst kväve, läcker till yt- och grundvatten. Dräneringsvattnet och ytligt grundvatten, som får kraftigt höjd halt av framför allt nitrat och klorider, samlas upp och leds till ett avloppsreningsverk för behandling.

Mer information om inarbetningsmetoden finns i Naturvårdsverket Rapport 4823.

17 Användning av slam

Nästan allt material som avskiljs vid avloppsvattenrening överförs till slam. Enda undantaget är det organiska material som oxideras till koldioxid i den biologiska reningen och det kväve som avgår som kvävgas till luften vid kväveavskiljningen. Vid slambehandlingen minskar man volymen genom förtjockning och avvattning. Om slambehandlingen inkluderar stabiliseringen (rötning eller aerob stabilisering) så minskar även mängden slam som torrsubstans. Stabiliserar man slam genom att tillsätta bränd eller släckt kalk ökar slammängderna avsevärt. Vid ett reningsverk som huvudsakligast behandlar avloppsvatten från hushåll och där slammet stabiliseras biologiskt är slammängden, räknat som torrsubstans, drygt 20 kg per ansluten person och år. Om slammet avvattnas till ca 25 % TS blir den slammängd som lämnar reningsverket ca 90 kg per ansluten person och år.

Under många år har slammet betraktats som en restprodukt som det gällt att bli kvitt på billigast möjliga sätt. Möjligheterna till enkel kvittblivning har minskat och kommer med all sannolikhet att minska än mer. Deponering av organiskt avfall, exempelvis slam, är förbjudet sedan 2005. Det finns därför behov av en ny syn på slammet där vi ser det som en produkt med väl dokumenterade egenskaper som skall få en sådan användning att slammets nyttovärde maximeras. Riksdagen antog 2006 under miljömålet "God bebyggd miljö" som ett delmål att 60 % av fosfor i avlopp skall återföras till produktiv mark senast år 2015.

Slammets nyttovärde

Slam innehåller växtnäringsämnen. Innehållet av fosfor är ca 3 % och kväveinnehållet ca 4 %. Huvuddelen av kväveinnehållet är organiskt bundet och därför inte lättillgängligt för växter. Kväveinnehållet är också lågt relativt fosforinnehållet sett utifrån växternas behov. Slammet innehåller även organiskt material som kan ha en positiv inverkan på markens bördighet.

Slammets användning

Användningen av slam har ifrågasatts. Det sakligt baserade ifrågasättandet har grundats på den ökning, om än mycket liten, av innehållet i jord av många metaller som slam användning medför. Det har även förekommit diverse larm om farliga ämnen i slam som vid närmare granskning visat sig mindre väl grundade. Sammantaget har detta dock medfört vitt spridd tveksamhet gentemot slam hos lantbrukare. Livsmedelsindustrin som är köpare av lantbrukets produkter är angelägna om att kvaliteten på produkterna inte ifrågasätts. Även om slammets näringsinnehåll kan vara ett värdefullt tillskott för den enskilde lantbrukaren så är värdet av slammets näringsämnen försumbart, relativt livsmedelsprodukternas värde i konsumentledet. Livsmedelsindustrin ställer höga krav på sina leverantörer bl.a. är full spårbarhet ett vanligt krav.

Användning av slam på jordbruksmark regleras av den svenska lagstiftningen. Det är självfallet av stor vikt att bestämmelserna följs noga. Förutom att detta är en skyldighet så kan försummelser innebära att förtroendet för slam som en kvalitetsprodukt riskeras om förordningens krav inte följs.

Det finns många års erfarenhet av användning av slam på jordbruksmark. Erfarenheterna är genomgående goda och man har i många fall dokumenterat positiva effekter utöver det som kan tillskrivas näringsämnena i slammet. Användning på produktiv mark har en stor fördel i att näringsämnena i slammet nyttiggörs istället för att som

i andra fall kunna utgöra en miljörisk. En annan fördel är att inga rester uppstår som vid destruktion.

Det sätt som avloppsslammet tas omhand på sedan det har lämnat avloppsreningsverket styr vilken slambehandling som behövs på verket. Innan vi går in på respektive behandlingsmetod ska vi därför kort redogöra för vilka användningsmöjligheter som kan finnas för slammet.

Nedan beskrivs kortfattat vilka användningsområden som är tekniskt, miljömässigt och juridiskt möjliga för avloppsslam. Möjligheterna att använda avloppsslam begränsas dock av konkurrens från andra, ofta mer etablerade och beprövade produkter. Vidare kan miljöopinioner, kommunens ekonomiska resurser samt allmänhetens, lantbrukarnas och livsmedelsindustrins inställning till avloppsslam påverka användningen.

I huvudsak är följande användningsområden aktuella för avloppsslam:

- Tillverkning av jordprodukter för grönytor m.m.
- Sluttäckning av kommunala och industriella avfallsdeponier
- Återställning av gruvområden, grustäcker m.m.
- Jordförbättring
- Energiutvinning genom förbränning
- Gödsling av åkermark (livsmedels- och fodergrödor, energigrödor)
- Gödsling och vitalisering av skogsmark

För dessa användningsområden utom användning på skogsmark är det främst stabiliserat och avvattat slam som används. Om slam ska användas på skogsmark bör det torkas först.

Torkat slam är lämpligt att använda för de flesta av ovan uppräknade användningsområden, men har hittills använts mest på försök vid jordtillverkning, förbränning och gödsling av åker- och skogsmark.

Energiutvinning genom förbränning

Torkat eller avvattat avloppsslam kan användas som bränsle vid monoförbränning eller samförbränning med t.ex. avfallsbränslen eller biobränslen. Om slammet ska förbrännas tillsammans med biobränslen i ett värmeverk, måste värmeverket göra relativt stora nyinvesteringar i rökgasrenings- och mätutrustning och prövas om enligt miljöbalken som en avfallsförbränningsanläggning.

Gödsling (jordbruks- eller skogsmark)

Slammets innehåll av växtnäringssämnen, såväl makro- som mikronäringssämnen (spårämnen), gör att det kan användas som gödsel i jord- och skogsbruk, förutsatt att det uppfyller uppsatta kvalitetskrav.

Åkermark, och ibland även skogsmark, gödslas för att höja produktionen och/eller för att marken inte ska utarmas på de näringssämnen och/eller baskatjoner (kalcium, magnesium, kalium) som bortförs med skörd (avverkning), ytavrinning, ammoniakavgång till luft eller genom vittring och jorderosion.

Under större delen av 1970–90-talen har det enskilt största användningsområdet i Sverige varit att använda rötat och avvattat avloppsslam för fosforgödsling av åkermark. På grund av livsmedelsindustrins starka motstånd mot slamgödsling och LRF:s senaste slambojkott 1999 minskade jordbruksanvändningen radikalt. År 2002 användes endast ca 12 % av den svenska slamproduktionen i jordbruket.

De slamtyper som i första hand är aktuella för gödsling av åkermark är slam som stabiliserats, vanligen genom rötning, och sedan avvattats eller torkats. Genom att slam

blandas ut med strukturmateriel vid komposterling, innehåller komposterat slam ofta för låg näringshalt för att vara intressant som gödselmedel. Däremot kan komposterat slam vara lämpligt att användas för att höja mullhalten i magra jordar.

Under 1990–2000-talen har slam provats för produktions- eller kompensationsgödsling av skogsmark. Torkat avloppsslam eller aska från slamförbränning (monoförbränning eller samförbränning med trädbränsle), som pelleteras eller granuleras, är lämpligast att använda i skogsbruket. Ett grundläggande krav är dock att slammet/askan har sådan kvalitet att det uppfyller Skogsstyrelsens krav.

Torkat slam, som innehåller både kväve och fosfor, är främst aktuellt för spridning på fastmark, medan aska, som innehåller fosfor men inte kväve, främst torde lämpa sig för spridning på torvmark. Aska från slamförbränning har högre fosforhalt än aska från förbränning av skogsbränslen eller andra biobränslen. Detta är en fördel vid skogsbruk på torvmark.

Industriråvara

Utöver ovan nämnda användningsområden kan slam användas som råvara i vissa industriella processer.

I Japan, där man använder förbränningsprocesser som inte bara bränner det organiska materialet utan också smälter det oorganiska materialet, har olika glasartade produkter tagits fram ur slam. Dessa produkter har bl.a. använts till framställning av kant- och gatsten samt prydnadsföremål. Om slaggen dessutom omkristalliserar erhålls produkter som torde ha goda egenskaper för att användas som olika typer av byggnadsmateriel.

Slam från avloppsreningsverk som använder fällningsmedel baserade på aluminium kan användas för framställning av blästersand.

Potentiella problem vid användning av slam

Vid avloppsvattenreningen överförs en del av avloppsvattnets innehåll av bakterier, virus, parasiter och andra sjukdomsalstrare till slammet.

Vid avloppsvattenreningen avskiljs även tungmetaller och olika organiska föreningar som används i hushåll och verksamheter. Koncentrationen av dessa ämnen i slammet är så låg att det så gott som aldrig utgör någon risk för akuta problem vid användning av slam. Vid upprepad användning av slam på samma mark under många år kan det leda till en anrikning av oönskade ämnen. Detta kan leda till störningar t.ex. på markmikroorganismerna, vilket i sin tur kan påverka markens bördighet. En ökning av markens innehåll av den skadliga metallen kadmium måste också undvikas eftersom denna metall relativt lätt tas upp av grödan och därför kan påverka hälsa hos människor och djur. Det är därför av vikt att man genom kontroll av industrier och andra verksamheter ständigt strävar efter att minimera innehållet av skadliga ämnen. Det nationella miljömålet ”Giftfri miljö” understryker ytterligare vikten av denna strävan.

Det finns också problem av mer praktisk natur i samband med användning av slam. Lukt är kanske det vanligast klagomålet från kringboende i samband med slamanvändning. Det är därför bra om slammet är väl stabiliserat innan det lämnar reningsverket. Ett annat vanligt klagomål är spill av slam på gator och vägar. Sådana onödiga klagomål skall givetvis undvikas genom goda rutiner för alla transporter oavsett om dessa sker i egen regi eller på entreprenad.

REVAQ – certifiering av slamproduktion

Om lantbruket och livsmedelsindustrin skall acceptera slam så måste det vara en kvalitetsprodukt med väl dokumenterad sammansättning och där full spårbarhet föreligger inom ramen för ett kvalitets- eller miljöledningssystem. Eftersom livsmedelsindustrin

är ytterst mån om inte bara produkternas verkliga kvalitet utan även om dess upplevda kvalitet så kan nya "larm" göra att användning av slam på åkermark troligen alltid kommer att ha ett osäkerhetsmoment. Det måste därför alltid finnas något alternativ till jordbruksanvändning som kan tillgripas om avsättningen till jordbruk minskar eller försvinner helt.

REVAQ är ett system för certifiering av slamproduktion som ställer högre krav på både processen och kvaliteten på slammet än dagens lagkrav, såväl nationella som på EU-nivå.

Syftet med certifieringssystemet är att säkra

- att växtnäring från avloppsfraktioner produceras på ett ansvarsfullt sätt och att kvaliteten uppfyller fastställda krav
- att certifieringssystemet erbjuder alla aktörer en öppen och transparent information om hur slammet producerats och om dess sammansättning
- att vara såväl en nationell som lokal drivkraft för en fortlöpande förbättring av kvaliteten på det till reningsverken inkommande avloppsvattnet och därmed på växtnäringen i slammet. En allt bättre kvalitet på avloppsvattnet in till reningsverken kommer också att ha stor betydelse för den framtida miljöbelastningen på våra sjöar, vattendrag och kustområden.

Certifieringen innebär att ett oberoende certifieringsorgan kontrollerar att reningsverket, dess produktion och produkt uppfyller kraven i REVAQ-reglerna. Efter kontrollen får reningsverket ett certifikat, vilket bl.a. innebär att de får använda certifieringsmärket i form av en REVAQ-logga på det godkända slammet.

Vid certifiering av slamproduktion ligger fokus på att

- verksamheten genomförs på ett strukturerat och systematiskt sätt
- spårbarhet och hög kvalitet uppnås i den praktiska hanteringen
- systematiskt förbättringsarbete bedrivs
- slammet uppfyller specificerade krav gällande t.ex. hygienisering
- relevant redovisning av sammansättningen i slammet ges

Det långsiktiga målet är att innehållet av metaller och oönskade organiska ämnen i inkommande avloppsvatten inte skall överstiga det i klosettvalet. Långsiktigt bör halter av ej essentiella metaller i jordbruksmarken inte öka, utan det ska vara balans mellan bort- och tillförsel. Som första delmål bör ackumuleringshastigheten av dessa metaller, senast år 2025, inte överstiga 0,2 % per år, dvs. halterna i åkermarken ska inte fördubblas i högre takt än 500 år.

Det finns ett av regeringen fastställt nationellt miljömål gällande återföring av växtnäring som säger att: Senast år 2015 ska minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark. Alla har ett ansvar för att verka för att miljömålen kan nås. Svenskt Vatten kan konstatera att om 60 % fosfor i avlopp ska kunna utnyttjas som växtnäring till år 2015 så måste växtnäringen i avlopp återföras i form av slam. (Detta utesluter givetvis inte att andra former för återföring t.ex. med källsorterad urin också bidrar till målet.)

En närmare beskrivning av certifieringssystemet och organisationen kring systemet finns i särskild PM utgiven av Svenskt Vatten. Till certifieringsreglerna finns också vägledande kommentarer. Aktuell version av certifieringsreglerna, kommentarerna och ovan nämnda PM kan laddas ned från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se.

Litteraturhänvisning

Här kan du hitta mer information

Avloppsteknik

U1, Avloppsteknik 1 – Allmänt (här finns en omfattande litteraturlista)

U2, Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen

U3, Avloppsteknik 3 – Slamhantering

U10, Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk

P95 – Råd vid mottagande av avloppsvatten från industri och annan verksamhet

Svenskt Vattens informationsmaterial och rapporter, se Vattenbokhandeln samt www.svensktvatten.se under Avlopp och Miljö

Dricksvattenteknik

U6, Dricksvattenteknik 1 – Vatten i natur och samhälle

U7, Dricksvattenteknik 2 – Grundvatten

U8, Dricksvattenteknik 3 – Ytvatten

U9, Dricksvattenteknik 4 – Efterbehandling och distribution

Ledningsnät

U5, Allmänna VA-ledningar, Grundutbildning för rörnätspersonal

Övrigt

Svenskt Vattens hemsida

Naturvårdsverkets Branschfaktablad

Arbetsmiljöportalen, www.arbetsmiljova.se

Vattenbokhandeln; här finns Svenskt Vattens publikationer, utbildningskompendier m m

Svenskt Vattens skrifter beställs via:

www.svensktvatten.se

Svenskt Vattens distribution

Box 262

591 23 Motala

© Svenskt Vatten AB

ISSN nr 1654-5117

Svenskt Vatten U14

2015-11



Box 14057, 167 14 Bromma

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se