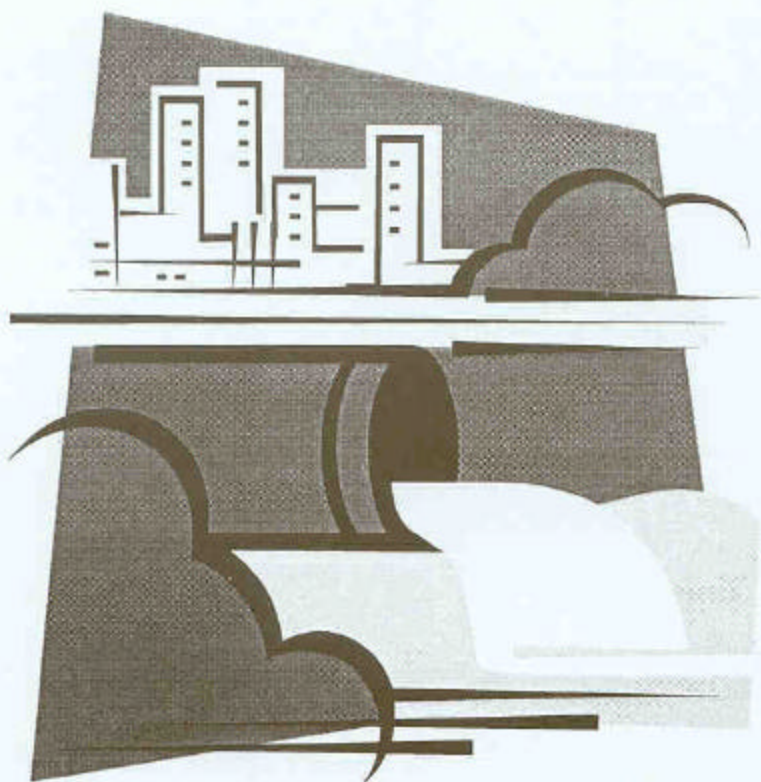


Underlag för gränsvärdeslista

***Thomas Hellström
Karin Book
Jan Rennerfelt
Henrik Willers***



•03

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK
RAPPORT
2001 • 03**



Rapportens titel:	Underlag för gränsvärdeslista
Title of the report:	Basis for limit values
Rapportens beteckning	
Nr i VA-FORSK-serien:	2001• 3
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-54-5
Författare:	Thomas Hellström och Karin Book, VAV, Jan Rennerfelt, VAI VA-Projekt, Henrik Willers, Willers Consult
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	98-108
Projektets namn:	Underlag för ny gränsvärdeslista
Projektets finansiering:	VA-FORSK
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning	
Sidantal:	80
Format:	A4
Upplaga:	1800
Sökord:	Gränsvärden, industriavlopp, kommunalt avloppsnät
Keywords:	Limit values, trade effluent, public sewer
Sammandrag:	Förutsättningar, regler och praxis kring anslutning av industriavlopp på kommunalt avloppsnät diskuteras. Förslag till gränsvärden är beräknade för ca 100 ämnen med hänsyn till ledningsnät, arbetsmiljö, reningsprocesser, slam och vattenrecipient. Industribranschens olika avloppsvatten med dess kemiska ämnen samt förslag på miljöledningssystem beskrivs.
Abstract:	Prerequisites, regulations and good practice for trade effluents to public sewer are discussed. Limit values are estimated for about 100 substances with respect to sewer, working environment, treatment processes, sludge and receiving water. Industrial wastewater's with their chemicals are described and example of system for environmental management is given.
Målgrupper:	VA-verk, industrier
Utgivningsår:	2001
Pris 2001:	200 kr, exkl moms

Sammanfattning

Enligt miljöbalken ska den som bedriver en verksamhet skaffa sig den kunskap som behövs för att skydda hälsa och miljö och vidta erforderliga åtgärder för detta skydd. I och med att ett avloppsvatten ansluts till kommunalt nät påtar sig huvudmannen ansvaret för att avloppsvattnet inte leder till oacceptabel inverkan eller störning. Av denna anledning krävs underlag för att bedöma miljö och hälsoriskerna. Vidare ska inte ett avloppsvatten leda till störningar av anläggningen.

VAV har tidigare gett ut en publikation (VAV M20, Gränsvärden – industriavlopp, 1983) med gränsvärden för ett antal ämnen i avloppsvatten med syftet att förhindra olägenhet. Kunskapsläget och förutsättningarna har emellertid förändrats vilket motiverar en revidering. Syftet med denna skrift är att utgöra ett underlag för en ny VAV-publikation.

Föroreningar i ett avloppsvatten kan leda till störningar av olika slag, vilket motiverar restriktioner. Störningar kan uppträda i ledningsnät (materialsador), i arbetsmiljö (närmast i pumpstationer), reningsverk (närmast störningar i biosteget), vattenrecipient och slam (i jordbruket). Förutom direkta störningar kan problem uppkomma med att få svårigheter att inte överskrida av myndigheter fastställda utsläppsvillkor. Det kan då gälla gränser för metallhalter i slam (förutsatt slammet sprids på åkermark) eller för utgående vatten (pga störningar i reningsprocesserna). Känsligaste del får ange gränsvärdet.

Enligt VA-lagen är huvudman för allmän va-anläggning skyldig att låta fastighetsägare inom verksamhetsområdet bruka anläggningen om så behövs förutsatt det inte leder till olägenheter eller svårigheter och förutsatt det inte kan tas omhand på lämpligare sätt.

För att undvika olägenheter kan därför ett va-verk baserat på va-lagen vägra anslutning av ett spillvatten oavsett om utsläppen av ett spillvatten följer de krav tillståndsmyndigheten utfärdat. De krav tillståndsmyndigheten ställer är baserade på miljöbalken (eller den tidigare miljöskyddslagen), dvs på samma grund som va-verket får sina utsläppsvillkor.

För att bedöma om risk för olägenhet föreligger har en lista med gränsvärden utarbetats för ca 100 ämnen. Om dessa gränsvärden inte överskrids kan ett spillvatten betraktas som anslutningsbart med avseende på dessa ämnen. För andra ämnen finns riktlinjer angivna kring hur man kan uppskatta gränsvärden eller i övrigt avgöra om spillvattnet är anslutningsbart eller inte.

I beräkningen av gränsvärden har vissa grundförutsättningar antagits. Spillvattnet med aktuellt innehåll av ett specifikt ämne förutsättes utgöra 10 % av det inkommande vattenflödet till reningsverket. Övrigt inkommande spillvatten till reningsverket förutsättes ha normal halt exklusive inverkan av industri. Detta avser i huvudsak tungmetaller. Störningar i ledningsnät bestäms huvudsakligen av risker för skador på betongrör. För arbetsmiljö har gränserna beräknats utgående från hygieniska gränsvärden. För reningsverk har gränserna bestämts av nivån då reningsprocesserna är på gränsen till hämning. Det gäller närmast biosteget. Vattenrecipienter kan vara mycket varierande liksom utsläppt vattenmängd i förhållande till den naturliga vattenomsättningen. Av denna anledning har ett antal olika recipienttyper beaktats från små vattendrag till recipienter med lång uppehållstid. Gränsvärdena med hänsyn till vattenrecipient har beräknats utgående från akut och långsiktiga halt i vatten utan störning av såväl fisk, alger och andra vattenorganismer som halt i fisk avsedd för mänsklig konsumtion. För flera organiska ämnen saknas uppgifter på nedbrytning, avskiljning mm. i ett

reningsverk. Däremot finns motsvarande uppgifter för yttre miljö. Dessa har omräknats för reningsverk. För slam finns av myndigheter fastställda gränsvärden för 7 metaller att utgå från samt riktvärden enligt slamöverenskommelsen. För övriga ämnen som inkluderats har gränsvärdena beräknats utgående från att det ska vara möjligt att sprida slam i tusen år utan störning vad avser hälsa, djur och markens produktionsförmåga. För flertalet ämnen blir recipienten avgörande för begränsningen. Ett undantag är slam för tungmetaller, speciellt då tillåtna halter fastställt av myndigheter.

I de fall beräknade gränsvärden saknas anges beräkningsmetodik för att få fram gränsvärden förutsatt basdata finns att tillgå. Det är även möjligt att utgående från sin egna specifika situation (andel industrispillvatten, recipientförhållanden mm) beräkna mera relevanta gränsvärden.

Det finns även andra angreppssätt för att verka för ett skydd av hälsa och miljö än att tillämpa gränsvärden. Allmänna råd kring hur avloppsvatten från ett antal branscher lämpligen kan hanteras och eventuellt förbehandlas finns beskrivet samt en beskrivning av olika ämnestyper och hur dessa bör hanteras. Att införa miljöledningssystem kan vara en väg att hantera utsläppssituationen, vilket också inkluderats i rapporten.

Summary

According to the Environmental Protection Act the responsible operator of an enterprise shall have the knowledge required to protect health and environment and shall carry out necessary measures for this protection. When a trade effluent is permitted for discharge to public sewer system the public water authority takes over the responsibility for that the wastewater does not cause any unacceptable impact or harm. For this reason support to estimate environmental and health risks is required. Furthermore a wastewater should not cause any harm to the construction or operation of the waste water system.

VAV has earlier published a report (VAV M20 – Limit Values – Industrial discharges, 1983) with limit values for a number of chemicals in wastewater with the objective to prevent disadvantages to occur. However, the present knowledge and the prerequisites have changed, which motivate a new edition. The objective for this publication is to serve as a background document for a new VAV-publication.

Pollutants in wastewater can cause various problems, which motivate restrictions. Disturbances can develop in the sewer system (material damage), in the working environment (mainly in pump stations), in the treatment plant (mainly disturbances in the biological treatment), in the receiving water and sludge (in agriculture). Except risk for direct damages problem can develop to keep limit values set by authorities under the Environmental Protection Act. These limit values are valid for metals in sludge (provided sludge is applied on farmland) and for water discharged to environment (BOD, P, N etc., pollutants can disturb the treatment processes). The most sensitive section in the chain determines limit value for the industrial discharge.

According to the Water and Sewerage Act the operating organisation of the water and wastewater works shall accept waste water from properties within the area of operation if so needed, provided this doesn't imply any disturbances and provided the wastewater cannot be treated in a more convenient way.

To avoid disturbances a wastewater works can - based on the Water and Sewerage Act - refuse to accept discharge of a wastewater to the sewer system irrespective to limit values for the trade effluent set by environmental authorities. Limit values set by the environmental authorities are based on the Environmental Protection Act, i. e. on the same ground as the limit values for discharge from the wastewater treatment plant to the environment.

To estimate if risk for disturbance exist a list of limit values for about 100 chemicals has been worked out. If these limit values not are exceeded a wastewater can be considered acceptable for discharge to sewer with respect to these substances. For other substances guidance is given how to estimate limits and to evaluate if a waste water is acceptable for discharge to sewer or not.

In the calculations of limit values some basic prerequisites have been set. A wastewater with a content of a specific substance is assumed to constitute 10 % of total volume discharged to treatment plant. Remaining wastewater is assumed to have normal content of the specific substance exclusive impact of trade effluents. This mainly relates to heavy metals. Disturbances in the sewer system can mainly be referred to damage on concrete pipes. For working environment the limits are derived from limits set after occupational exposures. Limits based on effects on treatment processes are set to meet IC₀ (no inhibition) at the

treatment plant. This mainly concerns the biological treatment unit. The shape of the receiving water can be very different as well as discharged flow from the treatment plant with respect to natural flows. For this reason 4 classes of receiving water have been considered; from small water course, small lake with long detention time to a more normal receiving water. Limit values with respect to receiving water have been calculated based on acute and long time averages without disturbances for fish, algae and other water organisms as well as with respect to content in fish used for human consumption. For many organic substances, data on degradation and removal in treatment plant etc. are lacking. However, corresponding data for the environment often exist. These data have been recalculated for treatment plants. For sludge used in agriculture limit values for 7 heavy metals exist (set by the government and the Environmental Protection Agency). Also some guidance values for some organic substances exist through a sludge agreement (between Sw. farmers union, Sw. Environmental Protection Agency and Sw. water and wastewater association). For other substances the limits are set provided it should be possible to apply sludge in agriculture in 1000 years without causing harm to man, animals or fertility of soil. For most substances the receiving water sets the limit. One exception is for those heavy metals, which have limits in sludge set by the government or the Environmental Protection Agency.

In case limit values are missing, methods to calculate limits are presented. A prerequisite is that basic data are available. It is also possible to recalculate more relevant limit values based on the actual specific situation (volume industrial wastewater, characteristics of receiving water).

Except the use of limit values other methods exist to protect health and environment. General guidance for management of various industrial wastewaters is presented including requirements for pretreatment. A description of chemical substances and how they can be managed is also included. To include environmental management system at each industry can be an alternative. This is also described in the report

Förord

VAV publicerade år 1976 en gränsvärdeslista med titeln "Industriavlopp - gränsvärden". Skriften ingick i Meddelandeserien och kom vanligen att kallas M20. En ny, bearbetad utgåva utkom år 1983. 18 år har nu förflutit sedan publiceringen av det reviderade meddelandet. M20 har fått en allmän användning vid bedömning av inverkan av industriella avloppsvatten inte bara i Sverige utan även i de övriga skandinaviska länderna, dvs långt utöver vad den ursprungligen var avsedd för.

En arbetsgrupp inom VAV har sedan slutet av 1996 diskuterat utformningen av en ny gränsvärdeslista (ett nytt regelverk) och beslutat att en ny lista skall utarbetas. I ett första skede har arbetet inriktats på en VA-FORSKpublikation, som senare kan omarbetas till ett nytt regelverk.

En framtida gränsvärdeslista kan tjäna som vägledning för Sveriges kommuner då dessa skall ställa krav på anslutna verksamheter och även hjälpa kommunerna vid förhandlingar med Länsstyrelserna. Gränsvärdeslistan kan också vara vägledande för dessa verksamheter vid planering av interna processändringar och lokala reningsåtgärder.

I projektansökan till VA-FORSK (1998) angavs att "målsättningen med projektet är att tjäna som vägledning för Sveriges kommuner då dessa skall ställa krav på anslutna industrier och hjälpa industrierna vid planering av lokala åtgärder". Managementfrågor, juridiska aspekter och miljöledningssystem skulle behandlas och gränsvärdestabeller skulle presenteras.

Flera VA-verk har i dagsläget tagit fram egna gränsvärdeslistor. Dessa är normalt begränsade till några metaller och några andra oorganiska ämnen. Övriga ämnen behandlas från fall till fall baserat på behandlingsbarhet, toxicitet och lämpliga hanteringsrutiner vid de enskilda verksamhetsutövarna.

Utredarna har förespråkat ett system med gränsvärden framtagna efter en riskvärdering. Ett sådant system skulle enligt deras mening vara användbart framför allt för va-verk som saknar egna experter för att göra riskbedömningar. Resultatet har blivit gränsvärden för ca 100 ämnen, som för första gången står på vetenskaplig grund med hänsyn till miljö- och hälsoeffekter.

Gränsvärden beräknade på detta sätt kan uppfattas som rekommendationer av taknivå för högsta halter. Varje enskilt VA-verk kan naturligtvis använda sig av andra värden och exempelvis lägga in större säkerhetsmarginaler. Vissa har exempelvis redan idag gränsvärdet: får ej förekomma för några ämnen.

I styrgruppen för VA-FORSK-projektet ingick: Alf-Göran Dahlberg, SYVAB (ordf), Karin Book, VAV, Thomas Hellström, VAV, Karri Jokinen, SYVAB, Jan Rennerfelt, VAI VA-Projekt och Henrik Willers, Willers consult. Utredningen har utförts av Karin Book, Jan Rennerfelt, Thomas Hellström och Henrik Willers. Jan Rennerfelt har utarbetat de inledande kapitlen t.o.m. kap 4.2 samt bilagor om kemiska ämnen och utsläpp från yrkesmässiga verksamheter. Thomas Hellström tillsammans med Karin Book har arbetat med gränsvärdena och Henrik Willers har beskrivit system för miljöstyrning. Avsnittet om miljöstyrning presenteras i bilaga 9.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning

Summary

Förord

1.	Bakgrund	1
2.	Styrande och vägledande dokument	1
2.1.	Allmänt om lagar och förordningar	1
2.2	Kommentarer till lagar och förordningar	3
2.3	Slamregler	4
2.3.1	Slamöverenskommelsen	4
3.	Principer för en framtida gränsvärdeslista	5
3.1.	Inriktning av kapitel 3 - 6	5
3.2.	Kommunenkät	6
3.3	Kravkriterier för olika avloppsvattentyper	6
3.3.1	Allmänt	6
3.3.2.	Anslutningsbara vatten	7
3.3.3	Ej anslutningsbara avloppsvattentyper	9
3.4	Jämförelse mellan M20 (1983) och föreliggande rapport	9
4.	Motiv för ett regelverk	10
4.1.	Påverkan av VA-systemets funktion	10
4.1.1.	Material i VA-nät och VA-verk	10
4.1.2	Påverkan på reningsprocesser	11
4.2.	Påverkan på arbetsmiljön	12
4.2.1	Allmänt	12
4.3.	Slam	14
4.4.	Recipient	14
4.4.1	Långsiktiga och kortsiktiga effekter i recipienten	14
4.4.2	Bioackumulerbara ämnen	16
4.4.3	Synergistiska effekter	16
4.4.4	Avklingning i miljön	17
5.	Beräkning av gränsvärden	17
5.1	Ledningsnät	18
5.2	Arbetsmiljö	18
5.3	Reningsprocesser	18
5.4	Vattenrecipient	19
5.4.1	Långsiktiga effekter	21
5.4.2	Akuta effekter	22
5.4.3	Bioackumulerbara ämnen	22
5.5	Slam	23
5.6	Omgivande luft	24
5.7	Sammanfattande bedömning	25

6	Om gränsvärden saknas	26
6.1	Grov uppskattning av gränsvärden	26
6.2	Övriga toxiska effekter	27
7	Referenser	30

Bilagor

- 1. Gränsvärden sammantaget**
- 2. Gränsvärden – vattenrecipient**
- 3. Beräkning av gränsvärden baserat på slam**
- 4. Dataunderlag för fastställande av gränsvärden**
- 5. CAS-lista**
- 6. Synonymlista**
- 7. Karaktäristik av olika kemiska ämnesgrupper**
- 8. Utsläpp från yrkesmässiga verksamheter**
- 9. Miljöstyrning**

1. Bakgrund

Kommunala avloppsverk är skyldiga att ta emot hushållsspillvatten inom anläggningens verksamhetsområde (Se kap 2.1, Lagar och förordningar). I allmänhet ligger det också i kommunens intresse att ta emot sådant avloppsvatten från andra verksamheter än hushåll som kan anslutas till nätet och behandlas i verket utan olägenhet. Industriavloppsvatten kan ge störningar i följande avseenden:

- Korrosion på ledningar och andra anläggningsdelar
- Risk för explosioner och brand
- Hälsoeffekter för VA-personal
- Störningar i fysikaliska, biologiska och kemiska steg.
- Påverkan på slammet med försämrad stabilisering och avvattning samt svårigheter att få avsättning inom jordbruket.
- Miljöeffekter i recipienter

Med detta som utgångspunkt publicerade VAV år 1976 skriften M20 "Industriavlopp – gränsvärden". En ny utgåva av M20 utkom år 1983 efter bearbetning inom en ny arbetsgrupp.

Under senare tid har avloppsverk eller grupper av avloppsverk gett ut egna listor med delvis hårdare krav för att undvika att oönskade ämnen kommer till avloppsreningsverket.

En ny omarbetning behöver nu ges ut. Flera förändringar skett sedan M20 (1983) gavs ut. Under de gångna 18 åren har reningsmetodiken utvecklats. Så har t ex kväverening införts där de medverkande mikroorganismerna är känsliga för många typer av industriella föroreningar. Det finns idag större tillgång till parametrar som beskriver nedbrytbarhet, bioackumulering och toxicitet som kan ligga till grund för beräkning av gränsvärden.

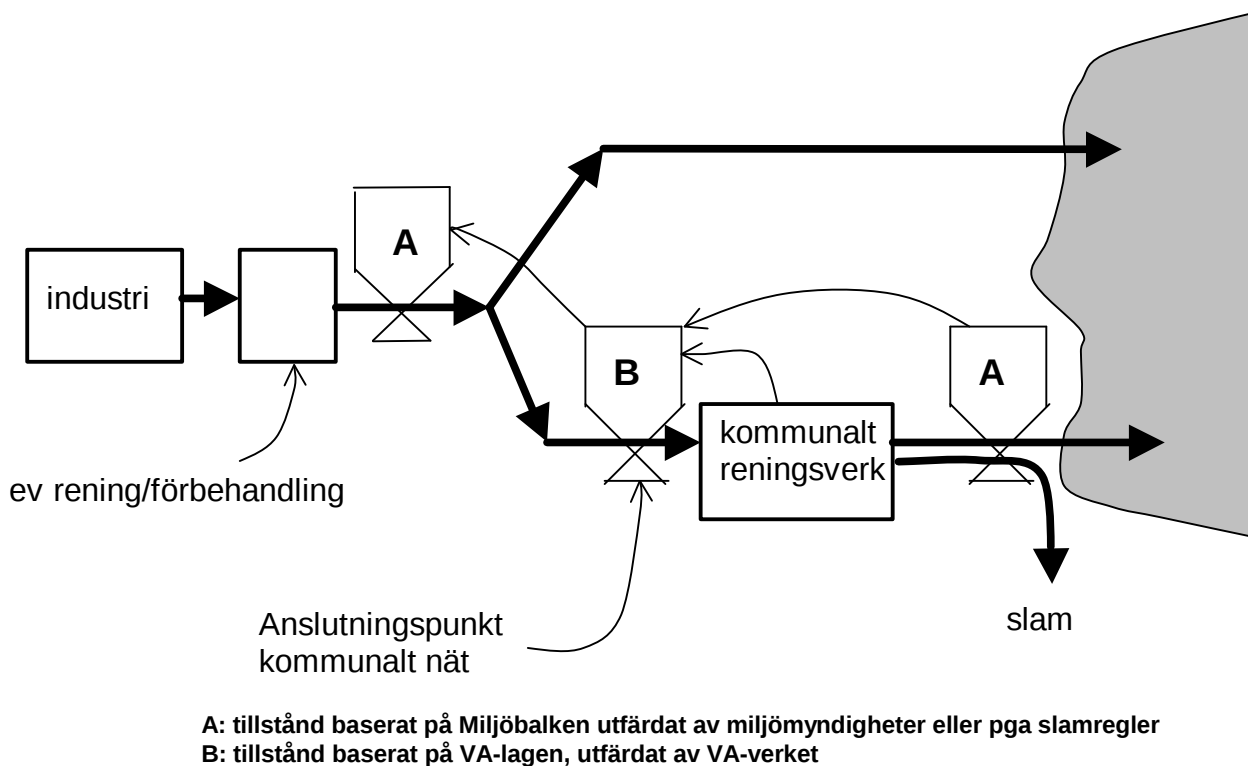
Nya slamkrav har tillkommit och en slamöverenskommelse har träffats mellan SNV, LRF och VAV (SNV Rapport 4418). Se Kap. 2 Lagar, förordningar och överenskommelser.

Sammantaget gör detta att det är angeläget att ersätta M20 (1983) med en ny skrift som tar hänsyn till nya krav och synsätt.

2. Styrande och vägledande dokument

2.1. Allmänt om lagar och förordningar

Utsläpp av avloppsvatten, både från kommunala avloppsreningsverk och från andra verksamheter regleras av Miljöbalken (SFS 1998:808) och följdförordningar, t ex Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, (SFS 1998:899). Förhållandet mellan avloppsanläggningens huvudman och brukarna regleras i Lag om allmänna vatten- och avloppsanläggningar (SFS 1976:842), vanligen kallad VA-lagen (VAL). Se även Fig 1.



Figur 1. Utsläppsregler för industriutsläpp

Då huvudmannen ställer krav på en verksamhet som är ansluten eller skall anslutas tillämpas framför allt VA-lagen, som reglerar förhållandet mellan huvudmannen och brukarna. De viktigaste paragraferna i detta avseende är 8§, 21§ och 22§.

Beträffande **brukningsrätt** för allmän va-anläggning sägs i VAL 8§:

Huvudman för allmän va-anläggning är skyldig att låta ägare av fastighet inom anläggningens verksamhetsområde bruka anläggningen, om fastigheten behöver anordningar för vattenförsörjning och avlopp samt behovet ej kan med större fördel tillgodoses på annat sätt.

Beträffande **brukande** av allmän va-anläggning sägs i VAL 21§ och 22§:

En allmän va-anläggning skall brukas så att det inte uppkommer olägenhet för huvudmannen eller annan samt att det inte uppstår svårigheter för huvudmannen att uppfylla kraven från miljö- och hälsoskyddssynpunkt eller att i övrigt uppfylla sina åligganden enligt lag eller annan författning eller enligt avtal.

Huvudman för allmän va-anläggning meddelar **allmänna bestämmelser** för anläggningens brukande. Fastighetsägares möjlighet att utnyttja anläggningen för dess ändamål får ej genom sådana bestämmelser oskäligt begränsas eller försvåras.

De allmänna hänsynsreglerna i Miljöbalkens 2 kap. reglerar utsläppet av avloppsvatten från bl.a. kommunala avloppsverk. Innebörden i hänsynsreglerna kan beskrivas på följande sätt.

Bevisbördan (1§) innebär att verksamhetsutövaren måste kunna visa att de förpliktelser som följer av hänsynsreglerna iakttas.

Kunskapskravet (2§) innebär att den som bedriver eller skall bedriva en verksamhet skall ha tillräcklig kunskap om hur miljön och människors hälsa påverkas och skyddas.

Försiktighetsprincipen (3§) innebär en skyldighet att vidta åtgärder om det finns skäl att anta att en verksamhet kan medföra skador och olägenheter.

Produktvalsprincipen (6§) innebär att om man kan ersätta en kemisk produkt eller en bioteknisk organism med en mindre farlig så skall man göra det.

Skälighetsprincipen (7§) innebär att kraven på hänsyn inte skall vara orimliga att uppfylla. Nyttan av olika åtgärder och försiktighetsmått skall jämföras med kostnaden för åtgärderna.

Skadeansvaret (8§) innebär att den som orsakat en skada på miljön skall ansvara för att skadan blir avhjälpd eller ersätta skadan.

I Miljödepartementets sammanfattning av lagrådsremissen finns ytterligare upplysningar om de överväganden som ligger till grund för Miljöbalken.

2.2 Kommentarer till lagar och förordningar

Paragraf 8 i VAL innebär enligt ABVA (se VAV P18 15§) att kommunen är skyldig att ta emot avloppsvatten även från fastigheter, som innehåller olika typer av verksamheter (t ex industrier) om deras avloppsvatten kan jämföras med hushållspillvatten. Detta innebär att vattnet kan bedömas vara **anslutningsbart**. (Se definitioner i avsnitt 3.2)

Paragraf 21 och 22 i VAL säger dock tydligt att detta inte får leda till olägenhet för huvudmannen eller svårigheter att uppfylla krav från miljö- och hälsoskyddssynpunkt och att huvudmannen har rätt att ställa **krav för anslutningen** i sina Allmänna Bestämmelser (ABVA).

I och med att en verksamhet vid förbindelsepunkten släpper ut sitt avloppsvatten övertar kommunen det primära juridiska ansvaret för utsläppet till recipienten men har rätten att i sin tur föra talan mot verksamheten (regresstalan). Det ligger därför i kommunens intresse att i samband med en miljöprovning ställa sådana krav på avloppsvattnets beskaffenhet att det kommunala verkets utsläppskrav kan uppfyllas. Har ingen miljöprovning skett eller har tillståndet inte tillgodosett kommunens fordringar har kommunen enligt VA-lagen (se kap 2.1) i alla fall rätt att ställa berättigade krav på avloppsvattnets mängd och sammansättning. Vid reningsverkens provning av om ett avloppsvatten kan tas emot eller ej är det således inte Miljöbalken, som är avgörande. Som framgått av det föregående är reningsverket inte tvingade att ta emot vilka vatten som helst. Endast hushållspillvatten och därmed jämförbart vatten måste omhändertas. Om reningsverket finner att ett visst avloppsvatten inte kan tas emot utan en omfattande förbehandling behöver ingen provning av skäligheten med hänsyn till Miljöbalken ske. Det är endast skäligheten med hänsyn till VA-lagen som behöver

bedömas. Reningsverken har således möjlighet att **ställa högre krav** än tillståndsmyndigheten gör. Detta förutsätter att motiv härför finns

Om reningsverken vid sin egen ansökan om tillstånd specificerat anslutna verksamheter och nya sådana tillkommer, som inte ryms inom tillståndet torde verket behöva komplettera detta, samtidigt som industrin söker tillstånd. I många fall ingår dock inga detaljuppgifter om anslutna industrier i kommunernas tillstånd.

Försiktighetsprincipen skall gälla för all verksamhet och alla åtgärder, som omfattas av Balkens tillämpningsområde. Detta innebär att förebyggande åtgärder och andra försiktighetsmått skall vidtas så snart det med skäl kan befaras att en åtgärd skulle kunna utgöra en olägenhet för människors hälsa eller miljön. Det ankommer på den, som vidtar åtgärden att visa att tillräckliga försiktighetsmått vidtagits. Kraven på hänsyn får dock icke vara orimliga att uppfylla och nyttan skall alltid jämföras med kostnaden.

2.3 Slamregler

Då frågan om påverkan på avloppsslammet är viktig när huvudmannen skall ange gränsvärden och skydda slammets kvalitet skall de regler, som berör slam omnämnas mera detaljerat.

Naturvårdsverkets *Kungörelse (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket* (ändrade genom SNFS 1998:4), baseras på ett EG-direktiv med samma namn. Kungörelsen detaljreglerar vilka typer av slam som får användas inom jordbruket, vilka kontroller som ska göras, och hur slamspridningen får gå till. Den innehåller bland annat gränsvärden för högsta tillåtna tillförsel av fosfor, kväve och tungmetaller och gränsvärden för den högsta tungmetallhalt som åkermarken får ha om den ska få gödslas med slam.

Vid försäljning och överlåtelse av slam för jordbruksändamål, ska slammet uppfylla de gränsvärden för metallhalt, som finns i *förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*. (t.o.m. år 1998 gällde förordning (1985:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter m.m.).

Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd ger kommunfullmäktige vissa möjligheter att begränsa slamanvändningen inom detaljplanelagt område, om det är motiverat av hygieniska skäl (40 §)

Innan slamkungörelsen trädde i kraft, reglerades slamhanteringen av Naturvårdsverket Allmänna råd 90:13 *Slam från kommunala avloppsreningsverk*. Dessa allmänna råd har dock till stora delar blivit inaktuella, genom att verkets slamkungörelse har tagit över. Råden innehåller dock en del användbar information när det gäller hantering av slam för andra ändamål än för jordbruk (anläggningsjord m.m.).

2.3.1 Slamöverenskommelsen

Utöver ovanstående regler regleras slamanvändningen också av *Slamöverenskommelsen* – ett avtal mellan Lantbrukarnas riksförbund (LRF), Svenska vatten- och avloppsverksföreningen

(VAV) och Naturvårdsverket. Slamöverenskommelsen undertecknades i maj 1994 i samband med remissbehandlingen av slamkungörelsen SNFS 1994:2. Syftet med överenskommelsen är att stimulera användningen av kvalitetssäkrat slam.

Handlingsprogrammet ställer krav på en rad åtgärder och försiktighetsmått. Syftet med åtgärderna är, att minimera mängden oönskade ämnen och kemikalier som leds till avlopps-systemet. Försiktighetsmåttarna är framtagna för att tillgodose jordbrukets och livsmedelsindustrins intressen. I huvudsak innehåller programmet följande moment:

- Lokala eller regionala samråd ska genomföras, innan slam används i jordbruket. I dessa samråd bör avloppsreningsverket, miljökontoret, konsumentföreträdare och företrädare för jordbruket vara representerade.
- Miljöskyddsåtgärder ska vidtas av de verksamheter som är anslutna till reningsverken, och av kommunerna. Specifika åtgärder rekommenderas för utsläpp av processbad/kemikalier, dominerande industri, dagvatten, lakvatten, tandläkare och biltvättar
- Mål för hushållens användning av miljöanpassade kemisk-tekniska produkter
- Riktad information ska ges till hushållen
- Riktvärden för halten av tre organiska indikatorämnen i slam: nonylfenol, PAH och PCB. (Toluen ingick tidigare som indikatorämne).
- Åtgärderna bör samordnas med det lokala Agenda 21-arbetet.

3. Principer för en framtida gränsvärdeslista

3.1. Inriktning av kapitel 3 - 6

I föregående kapitel har den allmänna bakgrunden till beslutet att uppdatera "Gränsvärdeslistan" beskrivits och en sammanfattning har gjorts av de lagar, förordningar och överenskommelser som styr kommunernas **skyldigheter** att ta emot avloppsvatten från olika verksamheter och **rättigheter** att ställa krav på dessa verksamheter och deras avloppsvattenkvalitet.

De följande kapitlen 3 - 6 behandlar

- principiella frågor rörande de vattentyper, som kan accepteras för transport i va-systemet och behandling i avloppsverken.
- kommunenkätens svar på gruppens frågor om vilka faktorer som skulle prioriteras vid utarbetandet av listan och i vilken mån gränsvärden skulle anges i listan.
- VA-tekniska motiv för ett regelverk, som kan användas när kommunen skall fastställa gränsvärden för olika verksamheter.
- Metodik för beräkning av gränsvärden med hänsyn till arbetsmiljö, ledningssystem, reningsprocesser och recipienter (mark, vatten och luft).

3.2 Kommunenkät

En skrift med anvisningar för krav vid anslutning av industriella verksamheter kan utformas efter flera olika principer.

Regelboken skall vara en hjälp för kommunerna när man skall skriva avtal med olika verksamheter eller allmänt ställa krav på behandlingsåtgärder.

Viktiga principiella frågor, togs upp i den enkät till ett antal kommuner, som inledde detta VA-FORSK-projekt.

1. Skall listan helt baseras på de krav kommunen måste ställa för att skydda ledningar, försäkra sig om en störningsfri drift vid avloppsverket, skydda recipienten och upprätthålla en god arbetsmiljö ?
2. Skall listan istället baseras på industriernas möjligheter att förbehandla sitt avloppsvatten lokalt före utsläppet i det kommunala systemet och skall i så fall behandlingen ske med bästa tillgängliga teknik (BAT = Best Available Technology) som normalt används inom industrin ?
3. Skall listan innehålla tabeller med gränsvärden för vanligen förekommande oorganiska och organiska ämnen på samma sätt som i nuvarande M 20 ? Värdena bör i så fall basera sig på en bedömning av risker och störningar.
4. Skall listan alternativt endast innehålla siffervärden för metaller och ledningspåverkande ämnen och när det gäller organiska ämnen endast beskriva de olika ämnesgruppernas inverkan på reningsprocesser och miljö ?

Den utförda enkäten visade att den största delen av verken svarat att listan skulle anpassas till reningsverkens och miljöns krav (15 av 21) eller anpassas både till reningsverkens och miljöns krav och till vad som är tekniskt möjligt vid industrin (BAT) (2 av 21).

I valet mellan enbart grundläggande anvisningar och tabeller med siffermässiga gränsvärden valdes grundläggande anvisningar av en mindre del svarande (4 av 21) och siffermässiga ”gränsvärden” av en större del (9 av 21). Dessutom förordade många både siffermässiga angivelser och grundläggande anvisningar (7 av 21).

3.3 Kravkriterier för olika avloppsvattentyper

3.3.1 Allmänt

Vid bedömning av möjligheterna att ta emot och behandla avloppsvatten från olika verksamheter måste man ställa sådana krav att olägenhet för huvudmannen eller annan eller svårigheter för huvudmannen att uppfylla kraven från miljö- och hälsoskyddssynpunkt inte uppstår. (VAL 21§).

Avloppsvattnen från olika typer av verksamheter kan därför klassificeras på följande sätt:

Anslutningsbara vatten är sådana vatten där halterna av oorganiska eller organiska ämnen **ej** är sådana att vattnen

- leder till skada på ledningsnät
- medför skadliga hälsoeffekter
- skadar reningsprocesser
- medför att slam och behandlat vatten skadar recipienten (mark, vatten och luft)

Begreppet behandlingsbarhet användes ibland. Ett avloppsvattens **behandlingsbarhet** kan dock inte definieras entydigt då behandlingsbarheten beror på ämnets koncentration, reningsanläggningens konstruktion, slammets behandling och användning etc.

Ej anslutningsbara vatten är sådana vatten, där halterna av oorganiska eller organiska ämnen kan

- leda till skada på ledningsnät och/eller
- medföra skadliga hälsoeffekter och/eller
- skada reningsprocesser och/eller
- medföra att slam och behandlat vatten skadar recipienten (mark, vatten och luft)

I det följande diskuteras principerna för kraven för varje avloppsvattentyp för sig.

3.3.2. Anslutningsbara vatten

Ett av huvudkraven på ett **anslutningsbart** vatten som tar sikte på effekterna i ledningssystemet och behandlingssteget är att det **ej** får innehålla

- sådana halter av korroderande eller lättavsättbara ämnen att ledningar och andra konstruktioner skadas
- sådana halter av lösta eller suspenderade ämnen att de kan orsaka skadliga hälsoeffekter hos VA-personal

Ett av huvudkraven på ett **anslutningsbart** vatten, som tar sikte på effekterna i **behandlingsprocessen** eller **recipienten** är att vattnet kan behandlas på mekanisk, kemisk eller biologisk väg. Vattnet skall således bara innehålla ämnen som (helt eller delvis) kan

- avskiljas mekaniskt
- avdrivas (gäller ämnen som **ej** medför arbetsmiljöproblem eller luftvårdsproblem)
- fällas ut och avskiljas
- brytas ned under behandlingen

och som

- inte stör mekanisk, biologisk eller kemisk behandling
- inte orsakar skötselsvårigheter

eller där

- resthalterna efter rening inte orsakar skada på recipienten.

Gränsvärden med hänsyn till slam avseende några metaller har satts av de svenska myndigheterna så att slammet kan godkännas för användning i jordbruket. Värdena i

gränsvärdeslistan har satts utifrån myndighetsvärdena. För övriga metaller är begränsningen med hänsyn till slam baserad på en riskbedömning. För nonylfenol är gränsvärdet för slam angivet i slamöverenskommelsen.

Kommunala reningsverk är anpassade för att behandla avloppsvatten som innehåller suspenderat material, nedbrytbara organiska ämnen och "närsalter". Exempel på ämnen som är väl behandlingsbara är lerpartiklar, sockerarter (med några undantag) kortkedjiga alkoholer och kortkedjiga organiska syror.

Om verkets kapacitet tillåter är det i kommunens intresse att ta emot anslutningsbara vatten från andra verksamheter (industrier) mot betalning enligt en speciell industritaxa. I avtal eller andra överenskommelser bör emellertid mängden per tidsenhet begränsas så att anläggningen inte överbelastas. Tillgänglig luftningskapacitet kan t ex begränsa tillförseln av ämnen med hög nedbrytningshastighet.

För avloppsvatten, som innehåller organiska ämnen, som över en viss koncentration eller över en viss mängd kan störa reningen skall man ange gränsvärden, som då måste basera sig på en **riskvärdering** med utgångspunkt från ämnets fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper.

Den nya Miljöbalken ställer ett **kunskapskrav** på alla som bedriver en verksamhet. (se avsnitt 2.1) Detta innebär att va-verk och industri måste skaffa sig bästa möjliga kunskaper om de utsläppta avloppsvattens och de kemiska ämnenas egenskaper. Detta är ett skäl för att fastställa gränsvärden efter en riskvärdering. Miljöbalken talar också om att man ska vidta de **försiktighetsmått** som behövs. När man fastställer gränsvärden följs försiktighetsprincipen genom att man applicerar lämpliga **säkerhetsfaktorer** med hänsyn till pålitligheten i tillgängliga basdata.

Gränsvärdena skall som förut framhållits sättas så att oacceptabel inverkan ej sker på:

- Ledningsnät
- Arbetsmiljö (t ex i pumpstationer)
- Reningsprocesser
- Recipient (mark, luft, vatten)
- Slam (i jordbruket)

Den känsligaste delen skall styra nivån på gränsvärdet. Om man i kommunens ABVA förbjudit utsläpp av vissa ämnen kan gränsvärden ej anges. Även om ett ämne ej får släppas ut innebär detta inte nödvändigtvis att halten av detta är noll vid verkets inlopp eftersom det kan tillföras genom diffusa källor.

Beräkningen av gränsvärdena kan ske enligt den modell, som närmare presenteras i Kap. 6. Denna modell ligger till grund för de gränsvärden, som anges i Bilaga 1 och kan också användas för beräkning av värden för ämnen, som ej finns upptagna i listan förutsatt att man har tillgång till beräkningsparametrar. Ett annat skäl för att genomföra en sådan beräkning kan vara att man vill ta hänsyn till en specifik situation, t ex en ovanligt hög eller låg industrivattenandel eller en onormal utspädningsgrad i recipienten.

I Bilaga 7 lämnas också en översikt över olika ämnesgruppers egenskaper. Detta kan tjäna som allmän ledning vid kommunens bedömning av möjligheten att ansluta en viss verksamhet.

3.3.3 Ej anslutningsbara avloppsvattentyper

Ej anslutningsbara avloppsvattentyper som definierats under 3.3.1. får ej utsläppas i kommunalt spillvattennät av någon verksamhet (industri). Rent vatten kan inte heller "behandlas" och därför bör man undvika att leda in det i spillvattennätet.

Verksamheten måste ta hand om det icke anslutningsbara vattnet på annat sätt eller förbehandla det, så att det endera blir behandlingsbart eller kan släppas ut i dagvattennätet för vidare transport till recipienten.

Fördelarna med att leda vattnet till dagvattennätet är framför allt att man inte riskerar att störa den biologiska reningen eller fördärva slammets kvalitet. Nackdelarna är främst att man kan få skador i recipienten om den industriella behandlingsanläggningen fungerar dåligt. Däremot kan recipienten skadas mer om vattnet från den dåligt fungerande anläggningen är ansluten till det kommunala reningsverket och detta leder till att verket slås ut och måste köras igång på nytt.

Ändras det industriella avloppsvattnet karaktär kan det på nytt behöva kopplas in på spillvattennätet istället för att ledas till dagvattennätet.

3.4 Jämförelse mellan M20 (1983) och föreliggande rapport

I M 20 av år 1983 delade man upp de organiska ämnena i tre olika huvudklasser med hänsyn till deras **behandlingsbarhet**.

- I Behandlingsbara
- II Behandlingsbara i begränsad omfattning
- III Ej behandlingsbara

I VAV M 20 av år 1983 uppdelades Gruppen "Behandlingsbara i begränsad omfattning" vidare i tre olika undergrupper IIa – IIc beroende på deras skadlighet. Avgörande för i vilken av undergrupperna a-c som ämnet placerades var dess toxicitet och nedbrytningsbarhet. Värden hämtades ur facklitteraturen och vissa ämnen bedömdes med utgångspunkt från uppgifter om likartade substanser.

I ett antal fall utgick man från värden på acceptabla halter i recipienten och räknade fram ett gränsvärde genom att förutsätta en 10-faldig utspädning av det behandlade avloppsvattnet i recipienten. Behandlingseffektiviteten i verket antogs för säkerhets skull vara 0%.

Vid klassificeringen av olika ämnen som i och för sig inte är toxiska, men som kan vara svårnedbrytbara t.ex. n-Butanol, sek-Butanol och tert-Butanol fäste man stor vikt vid nedbrytbarheten och satte lägre haltgränser på de svårnedbrytbara formerna. Vidare var man starkt inriktad på att undvika att få in klorerade organiska föreningar även om dessa kunde vara nedbrytbara och ha måttlig giftighet och hänförde dem till grupp III samt lade till anmärkningen "bör ej förekomma". Då det ej kan förhindras att ett ämne förekommer i ytterst

låga koncentrationer kan man ersätta anmärkningen med "skall avvecklas" för de ämnen vars användning ej är tillåten.

Gränsvärdena för oorganiska och organiska ämnen sattes så att maximalt 5 % reduktion av nedbrytningshastigheten skulle inträffa.

I listan ingick också en sammanställning över olika industriers karakteristiska utsläpp samt påverkan på nät och avloppsverk. Sammanställningen innehöll även förslag till åtgärder vid industrin.

I denna rapport har vi utgått från att gränsvärdet för varje ämne som finns i ett **anslutningsbart** vatten skall anges enbart med hänsyn till dess **fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper**. I de fall, där man inte kan bedöma risknivån bör de klassificeras som "får ej utsläppas i kommunalt nät".

Metodiken för beräkning av gränsvärdena beskrivs närmare i Kap 6.

4. Motiv för ett regelverk

4.1. Påverkan av VA-systemets funktion

4.1.1. Material i VA-nät och VA-verk

Ett industriellt avloppsvatten, som har extremt låga eller höga pH- värden eller högt innehåll av vissa salter och organiska ämnen kan skada materialet i VA-nät och VA-verk. Skador på betong kan uppkomma både genom påverkan på cementens komponenter och på ballasten. Egenskaperna hos den senare beror bl.a. på varifrån den kommer, varför lokala variationer mellan olika betongrörs beständighet förekommer. Den följande diskussionen skall därför ses som vägledande. Utsläpparen har dock ett strikt ansvar för uppkomna korrosionsskador.

Betongkorrosion genom urlakning

Betongen kan skadas genom att cement i viss utsträckning är lösligt i mjuka vatten. Speciellt löses den fria kalciumhydroxiden. Industriavloppsvatten som till stor del består av avhärdat vatten kan leda till sådan urlakning.

Ett dricksvatten som skickas ut i ett kommunalt renvattennät befinner sig i allmänhet i kalk-kolsyrejämvikt och är inte aggressivt. Halten aggressiv kolsyra kan dock höjas i ett industriellt avloppsvatten genom att pH sänks genom tillförsel av syror, t ex från sura betbad. Vid för hög kolsyrehalt övergår CaCO_3 till löslig $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ dvs betongen korroderar.

Många vanliga oorganiska syror som används i industrin är starkt korrosiva. Exempel är svavelsyra, saltsyra och salpetersyra. Av vanliga organiska syror är ättiksyra, mjölksyra och myrsyra aggressiva. Vatten med ett pH-värde lägre än 6,5 fordrar att man tar reda på vad som åstadkommer detta och förbehandlar vattnet.

Vissa industriella ämnen, som socker, melass, glycerin och glykol kan lösa ut kalk ur betong, speciellt om denna är färsk.

Vissa salter, som kan förekomma i industriell verksamhet kan bilda lösliga föreningar med några av betongkomponenterna, som sedan kan urlakas. Speciellt gäller detta lösliga magnesium- och ammoniumföreningar, även i måttliga halter.

Sulfider, som bildas i tryckavloppsledningar med höga halter organiska ämnen tex från livsmedelsindustri eller direkt leds ut från ett garveri kan i en självfallsledning lufta av en del svavelväte, H_2S . Svavelvätet löser sig sedan i fukten i rörets hjässa och sidor och kan sedan bakteriellt oxideras till svavelsyra som ger allvarliga korrosionsskador.

Betongkorrosion genom utvidgning

Vatten, som innehåller sulfater kan åstadkomma betongkorrosion genom att det bildas nya fasta föreningar med en större specifik volym än cementfasen. Detta leder till sprängning av betongytan. Denna sk ettringitbildning börjar redan vid sulfatkoncentrationer av 300 – 400 mg/l speciellt i äldre betongrör.

Vissa organiska lösningsmedel som amylacetat och vissa slag av thinner kan i kontakt med fuktig betong sönderdelas till ättiksyra som kan bilda kristaller av kalciumacetat och spränga sönder betongen.

Om betongen korroderat ner, så armeringen frilagts, är klorider ett allvarligt hot mot armeringen och kan leda till att ytterligare betong sprängs sönder.

4.1.2 Påverkan på reningsprocesser

BOD-överbelastning

Många industrier, vars avloppsvatten i och för sig har en sammansättning, som liknar kommunalt avloppsvatten, kan störa driften vid ett avloppsverk genom att utsläppet ej är jämnt fördelat över dygnet. Det är vanligt att utsläppet i huvudsak sker under 8 – 10 timmar per dygn. Härigenom kan verket få en kraftig belastning med syreförbrukande substans under en mindre del av dygnet, speciellt om högbelastningsperioderna för hushållspillvattnet och industriavloppsvattnet sammanfaller.

Det kan alltså vara önskvärt att en utjämning sker av flödet av det industriella avloppsvattnet före utsläppet i det kommunala nätet. En variant av dygnsutjämningen som kan vara lämplig i vissa fall är magasinering av BOD-rikt vatten under dagtid och utsläpp under den tid verket är lågbelastat (dygnssvackan).

Ensidig belastning

En stor tillförsel av industriellt avloppsvatten kan medföra en ensidig belastning av vissa typer av föroreningar, t ex kolhydrater, vilket kan medföra slamsvällning.

Störningar på biosteget

Kemiska ämnen av olika typ kan skada processen i ett reningsverk genom sin giftverkan. Framst gäller detta de biologiska processerna där mikroorganismernas aktivitet kan påverkas

av oorganiska och organiska ämnen. Slammets sedimenteringsegenskaper kan påverkas av olja och fett.

Vid biologisk rening nedbryts organiska ämnen till enklare beståndsdelar av bakterier och andra mikroorganismer. Nedbrytningen innebär att mikroorganismerna får energi för sina livsprocesser och byggstenar för syntes av cellsubstans. Mikroorganismerna är beroende av biologiska katalysatorer, enzymer, för dessa processer. Tungmetaller och andra gifter hindrar omsättningen i cellerna och celltillväxten genom att blockera enzysystemen.

Såväl den aeroba, anoxiska som den anaeroba biologiska reningen i en biologisk anläggning och den anaeroba rötprocessen kan därför skadas av industriella utsläpp. Speciellt känsliga är nitrifikations- och denitrifikationsbakterierna för toxiska substanser.

I försedimenteringen sker en avskiljning av metaller i partikelbunden form och en del av metalljonerna överförs till olöslig form i följande reningssteg. Aktiv slamprocessen visar vid högre halter samma reaktionsmönster för alla de metaller, som har studerats. Då man nått en dos som ger en påvisbar minskning av behandlingseffektiviteten och ytterligare ökar denna minskar först inte reningseffekten speciellt mycket utan man hamnar på en plattå. Vid en ytterligare ökning av dosen avtar sedan reningsresultatet kraftigt. Reaktionen hos en röt-kammare visar däremot inte ett område med en plattå som den aeroba processen. Rötningen går endera normalt eller upphör helt vid högre halter.

Kortvariga höga engångsdoser av t ex krom, koppar, nickel och zink kan uppträda om ett galvaniskt bad av misstag tappas till avloppet utan behandling. Föreligger metallerna som cyanider och sexvärd krom slås en biologisk anläggning ut omedelbart då adapteringsgränsen överskrids. Föreligger metallerna däremot som sulfat eller klorid blir effekten på nedbrytning av organisk substans inte lika kraftig utan verket hämtar sig oftast efter något dygn om halterna inte varit för stora. Nitrifikationen kan däremot slås ut helt och kräva avsevärd tid för återstart.

Som diskuteras i avsnitt 3.3 beror den koncentration som kan tolereras vid verket inte enbart av mikroorganismernas förmåga att tolerera föroreningar. De giftiga ämnena, främst metaller, kommer i stor utsträckning att övergå till slamfasen. Om slammet skall användas för jordbruksändamål kommer jordbrukets krav i fråga om metallhalter och organiska ämnen normalt att styra fordringarna på avloppsvattnets innehåll av oönskade ämnen.

4.2. Påverkan på arbetsmiljön

4.2.1 Allmänt

Ämnena som härrör från industriernas utsläpp i kommunala nät kan påverka arbetsmiljön och utgöra en hälsorisk för den personal som arbetar i ledningsnät och avloppsverk.

Ämnena kan medföra fysiska, kemiska och biologiska risker. För en utförlig beskrivning hänvisas till VAV P 64, Skyddshandbok för avloppsarbete.

Fysiska risker

Lösningsmedel, drivmedel och andra brandfarliga ämnen kan komma in i avloppssystemet genom utsläpp från garage och bilvårdsanläggningar och genom läckage från lösningsmedelstankar på industrier som använder lösningsmedel i sina processer.

Lösningsmedlen avdunstar delvis, vilket innebär att luften i ledningar, nedstigningsbrunnar och pumpstationer innehåller ångor av lösningsmedlen. Om luft- lösningsmedelsblandningen har ett sådant blandningsförhållande att den ligger inom explosionsgränserna kan en gnista från en motor eller en strömbrytare eller lågan från en tändsticka utlösa en explosion som kan medföra dödsfall eller allvarliga personskador och dessutom ofta materiell förödelse. Halterna överskrider då gränsvärdena med mycket bred marginal.

I deponier bildas gas, som kan tränga in i avloppssystem och nedstigningsbrunnar. Deponigas kan både orsaka explosioner och risk för kvävning.

Kemiska risker

Stora utsläpp av lättnedbrytbara organiska ämnen som sockerarter, organiska syror eller alkoholer kan orsaka en snabb syrekonsumtion i ledningsnätet vilket leder till att syrehalten i luften sjunker och koldioxidhalten stiger. Samtidigt kan svavelväte bildas under de anaeroba förhållanden som inträder då syrehalten i avloppsvattnet sjunker till noll. Alla dessa effekter kan medföra hälsorisker. Speciellt farligt är svavelväte som är akut och troligen även kroniskt giftigt.

Organiska lösningsmedel är generellt hälsofarliga. Huvudtyperna är:

- Alifatiska kolväten (huvudbeståndsdel i bensin, fotogen, lacknafta)
- Estrar (butylacetat)
- Aromatiska kolväten (beståndsdel i bensin och lacknafta, bensen, toluen, xylol)
- Klorerade kolväten (trikloretylen m fl)

Inandning av lösningsmedelsångor kan medföra både temporära besvär och kroniska skador. Flera av ämnena kan irritera slemhinnorna, och ge huvudvärk och yrsel. Aromater som bensen är cancerframkallande.

Syror och baser kan förändra avloppsvattnets pH. Vid större utsläpp kan pH-förändringen bli avsevärd och vattnet kan skada hud, ögon och slemhinnor.

Smittorisker

Personal, som arbetar i ledningsnätet (nedstigningsbrunnar och pumpstationer) kan utsättas för smitta från patogena (sjukdomsalstrande) bakterier, virus och parasiter från t ex sjukhusens infektionskliniker och obduktionsavdelningar. Man måste dock påpeka att många av dessa smittämnen är lika vanligt förekommande också ute i samhället. Några gränsvärden för smittämnen har ej angivits i rapporten.

4.3. Slam

Motivet för att begränsa halter av oönskade ämnen i slam hänför sig till avsikten att slam med dess näringsämnen och mullbildande ämnen bör återföras till odlingslandskapet (åkermark, skogsmark och landskapet i övrigt). Det finns två skolor för att sätta gränsvärden för högsta halt i slam. I Nordamerika sättes gränsvärden utgående från riskuppskattningar för första oacceptabla påverkan. Detta har medfört att man på sina håll har utfört mycket omfattande riskberäkningar för att få underlag till gränsvärden. I Skandinavien (närmast Sverige och Danmark) utgår man istället från filosofin att halter av oönskade ämnen inte ska öka i åkerjord som slamgödslas. Gränsvärdena rör tungmetaller. Målet är att det inom så snar framtid som möjligt ska bli en balans mellan bortförsel och tillförsel av tungmetaller. I nuläget med det atmosfäriska nedfall som finns är det inte möjligt att nå en balans ens utan tungmetaller i slammet. Därför är målet att ständigt nå lägre halter i slam och annan tillförsel för att därmed närma sig en balans. Gränsvärdena för slam är av denna anledning till stor del satta efter en bedömning av hur långt ner man i praktiken kan nå utan att en betydande del av slammet överskrider de gränsvärden för högsta tungmetallinnehåll som finns. För slam finns enbart gränsvärden för 7 metaller (SFS 1998:944, tidigare SFS 1985:840 ändrad 1993:1271). För övriga metaller som behandlas i denna skrift är gränsvärdena satta efter riskbedömningar. I slamöverenskommelsen finns även gränsvärden för några organiska ämnen, bl a nonylfenol.

4.4. Recipient

Den primära anledningen till att man har reningsverk är att skydda recipienterna. De effekter man i första hand vill förhindra är syrebrist och ökad algtillväxt, vilket har gett utsläppsgränsvärden för näringsämnen och syreförbrukande ämnen i form av BOD eller COD. Utsläppsgränsvärden för att förhindra toxiska effekter saknas för kommunala reningsverk. I viss mån blir biosteget i reningsverket en form av toxicitetstest, så att någon form av kontroll ändå erhålles. Mikroorganismerna i biosteget utsätts för halter som vanligen är i storleksordningen tiopotenser högre än vad en recipient utsätts för. Däremot är biota i recipienter betydligt känsligare än vad anpassade kulturer av mikroorganismer i ett reningssteg är.

Ett samlingsmått på nedbrytbarheten, som ofta används är kvoten mellan BOD och COD för aktuellt avloppsvatten. Det inkluderar inverkan både av hur nedbrytbar den dominerande andelen av organiska ämnen är och eventuella hämningseffekter av vissa ämnen. Låg nedbrytningshastighet betyder inte att det behöver bli någon nämnvärd störning i recipienten. Däremot kan hämningseffekter vara allvarigare. Det är därför motiverat att få ett grepp om vad enskilda ämnen kan innebära för ekosystemet.

4.4.1 Långsiktiga och kortsiktiga effekter i recipienten

En av de allvarligaste störningarna i vatten vad avser kemiska ämnen är inverkan på fisk. Nivåer för direkt akuttoxiska effekter är i princip kända för de flesta aktuella ämnen för åtminstone några fiskarter. Sådana effekter, som innebär att fisk direkt kan dö, förekommer så gott som aldrig, men nivån för akuttoxiska effekter ger en fingervisning om hur toxiska olika ämnen kan vara. Utgående från akuttoxiska nivåer kan bedömningar göras om risker för lindrigare störningar, såvida inte uppgifter om detta redan är belagt. Den akuttoxiska nivån

uttrycks vanligen som LC_{50} (Lethal Concentration, dödlig halt för 50 % av antalet av en viss art under en viss angiven tid). Det vanligaste är att man utför testen under 4 dygn, men det finns många varianter från 1 dygn till mer än en månad. LC_{50} -värden finns vanligen testade för ett stort antal fiskarter och många gånger också för andra djur som grodor och vattenloppor. I de flesta fall är nivån grovt sett ungefär densamma för alla arter (med vissa undantag). Laxfiskar kan ibland ha en något lägre tålighet än speciellt många karpfiskar. Andra typer av korttidstest rör effekter på bakterier och mikroalger. Då talar man om EC_{50} (Effective Concentration), som anger att aktivitetsnivån (t.ex. tillväxten) sänks till hälften. Ett liknande begrepp är IC_{50} (Inhibitory Concentration), som anger procentuell tillväxthämning (i det här fallet 50%).

För många ämnen finns även tester på långtidsverkan på fisk, vilket är mera relevant i dessa sammanhang. Dessa tester kan bestå i inverkan på romkläckning, fiskyngel, effekter på bottenfauna, fiskvandringar, fisktillväxt eller andra förändringar som inte direkt ger dödliga effekter. Några standardmetoder att utvärdera vid vilka halter sådana förändringar uppträder finns knappast. Det blir snarare baserat på resultat från diverse studier som sammanställts. Från dessa söker man ange dels vid vilken lägsta nivå första störning uppkommer och dels vid vilken högsta nivå inga störningar observerats. Dessa nivåer benämns ofta LOEL eller LOEC (Lowest Observed Effect Level el Concentration) för den förstnämnda nivån. LOAEL (A=Adverse) förekommer även. För den sistnämnda nivån (ingen störning) förekommer benämningarna NOEL, NOEC och NOAEL (No Observed ...).

Utgående från hur noggrant man kan definiera den nivå då oacceptabel förändring uppkommer anges en högsta tillåtna halt. Det kan vara vissa svårigheter att fastställa en acceptabel nivå. Sjöar, vattendrag och hav reagerar inte lika. Extremt näringsfattiga vatten är avsevärt känsligare än andra vatten. Därför kan man ibland finna dålig samstämmighet mellan NOEL och LOEL, dvs NOEL för ett vatten kan vara betydligt högre än LOEL för ett annat. Känsligaste vatten bestämmer vanligen vid vilken nivå högsta tolerabla halt (ofta benämnd: MATC maximum allowable toxic concentration) anges. Denna nivå ligger mellan NOEC och LOEC för kroniska effekter (Nabholz, 1991). Från MATC-nivån kan därefter en nivå, CC (concern concentration) definieras. Ett överskridande av denna nivå innebär att effekter inte kan uteslutas. Denna nivå CC kan vanligen uppskattas som 1/10 av lägsta LOEL eller NOEL vad avser kroniska effekter (Nabholz, 1991).

För sediment finns motsvarande haltnivåer, som kan anses acceptabla.

Ett problem är att kunskapsunderlaget för olika ämnen varierar starkt. För vissa ämnen finns knappast tillförlitligt underlag för långsiktiga effekter. Det finns då olika former av QSAR (Quantitative Structure Activity Relationships) – modeller, som kan användas, se t.ex. Russom m.fl. (1992), ECETOC (1993), OECD (1992b). Dessa modeller kan variera stort i sin uppbyggnad. Parametrar som kan ingå är: molvikt, K_{ow} (kvot löslighet i oktanol/vatten), molekylstruktur, löslighet i vatten, LC_{50} .

För att uppskatta en acceptabel långsiktig nivå då brister i underlagsmaterialet finns har en arbetsgrupp A inom ett OECD-projekt presenterat ett förslag (OECD, 1992):

i) dividera med en säkerhetsfaktor 1000 det lägsta akuta LC_{50} , EC_{50} eller motsvarande QSAR-beräknade värdet utgående från data avseende minst en eller två vattenlevande arter.

ii) dividera med en säkerhetsfaktor 100 det lägsta akuta LC_{50} , EC_{50} eller motsvarande QSAR-beräknade värdet utgående från data avseende minst en art av alger, kräftdjur och fisk.

iii) dividera med en säkerhetsfaktor 10 det lägsta kroniska NOEC eller motsvarande QSAR-beräknade värdet utgående från data avseende minst en art av alger, kräftdjur och fisk.

För vissa ämnen har det dock visat sig att man bör applicera en större säkerhetsfaktor än 10 (refererande till punkt iii). Exempelvis anges att relationen mellan MATC eller lägsta NOEC och en säker halt för vanadin vara ca 33 (Abbasi m.fl., 1993).

I effekthänseende kan de potentiella effekter, som kan ske långsiktigt, särskiljas från de kortsiktiga. Betydligt större säkerhetsfaktor mot oacceptabel långsiktig påverkan måste användas. Med risk för kortsiktiga effekter avses här de halter som förekommer i utsläppsplymen innan avloppsvattnet blivit ordentligt omblandat med recipientens vatten, dvs halterna kan vara i storleksordningen 100 gånger högre än de eventuellt kan bli i en mindre sjörecipient. Man kan däremot räkna med att relationen mellan en nivå för minimal risk för störning och lägsta LC_{50} -nivå under 4 dygn skiljer sig med en faktor av storleksordningen 100 för många ämnen, se t.ex. Hellström (1985). Det innebär att riskberäkningar utgående från långtidseffekter till större delen också tar in risker för korttidseffekter.

Om recipienten däremot består av en mindre å som nästan blir torrlagd under sommaren blir det ett helt annat förhållande. Under sådana förhållanden kommer en stor del av vattnet som rinner i vattendraget under sommaren att bestå av behandlat avloppsvatten.

4.4.2 Bioackumulerbara ämnen

Vissa ämnen, som benämnes bioackumulerbara, har en förmåga att ackumuleras i biovävnad och då speciellt i fettvävnad. Bioackumulation betyder att relationen mellan halt i fisk och halt löst i vatten kan bli mycket stor. Kvoten halt i fisk till halt i vatten benämnes vanligen BCF (bioconcentration factor) och är korrelerad med K_{ow} (även benämnt P_{ow} och P_{oct}). (K_{ow} är kvoten mellan ett ämnes löslighet i oktanol och i vatten). Ett ämne som kan biokoncentreras och som har låg nedbrytningshastighet förs vidare upp i trofinivåerna (till djur eller människor som äter fisken). Vissa av dessa ämnen kan då nå ännu högre halter i biovävnaden. Det finns också exempel på motsatsen, vilket beror på att högre stående djur har större förmåga än fisk att eliminera oönskade ämnen ur kroppen.

Ett ämne, som bioackumuleras, kan leda till risk för störningar högre upp i trofinivåerna. Risk för direkt toxisk inverkan finns också men denna är inräknad enligt uppskattningar baserat på NOEL och LOEL enligt ovan. Risken i samband med bioackumulerbara ämnen ligger i oacceptabla störningar hos fiskkonsumenter. De begränsande värdena bestäms vanligen av acceptabelt intag för människan. Detta beror primärt på att säkerhetsmarginalerna är störst för människans föda då man fastställer acceptabelt dagligt intag, dvs s.k. ADI (Acceptable Daily Intake) – värden. I dessa finns alla hälsoaspekter inkluderade, vilket således även innefattar bl a cancerogena effekter.

4.4.3 Synergistiska effekter

Exponering för flera potentiellt störande ämnen samtidigt kan medföra att störningar uppträder vid lägre nivåer än om exponeringen enbart var för ett ämne. Ett problem kan

uppstå om de sammanlagda effekterna är mer än additiva. För att ta ett exempel kring akuttoxisk nivå, $LC_{50,A+B}$, för en blandning av ämnena A och B (i halterna C_A och C_B med sina resp. enskilda $LC_{50,A}$ och $LC_{50,B}$) är frågan om blandningen ger en större eller mindre sammanlagd effekt, dvs om:

$C_A/LC_{50,A} + C_B/LC_{50,B}$ är större eller mindre än $[C_A + C_B]/LC_{50,A+B}$

Om störningen blir större då ämnena blandas än summan av effekterna av de enskilda ämnena sägs synergistiska effekter uppkomma. En större sammanställning av tester kring eventuella synergistiska effekter av kombinationer av oorganiska och organiska ämnen har utförts av EIFAC (1987). I denna fann man att i de flesta fall var effekterna mindre än additiva. Liknande resultat har Nirmalakhandan m.fl. (1994) visat för enbart organiska ämnen. För metaller fann Enserink m.fl. (1991) en viss additiv effekt utan att synergism uppträdde. Undantag finns, dvs synergism. Dessa befanns huvudsakligen ibland ske med metaller tillsammans med pesticider (EIFAC, 1987).

4.4.4 Avklingning i miljön

En viktig faktor förutom den direkta giftverkan för att bedöma miljöeffekter är hur ämnena beter sig långsiktigt. De processer som eliminerar ämnen är nedbrytning och avdunstning. I viss mån kan också ackumulering i bottensediment inkluderas förutsatt detta inte sker så att skadliga nivåer uppnås. Om nedbrytningshastigheten är låg kan avdunstningen vara avgörande för avklingningen. Ämnen som avdunstar bryts därefter vanligen ner ganska snabbt av UV-ljus. UV-ljus kan också bryta ned annars svårnedbrytbara ämnen då de befinner sig nära vattenytan. Uppmätta mikrobiologiska nedbrytningshastigheter kan saknas för olika organiska ämnen. För att ändå kvantifiera nedbrytningen får man penetrera strukturen och bindningarna hos molekylerna (Walker, 1991). Utgående från dessa kan nedbrytningarna uppskattas, se Degner m.fl. (1991).

5. Beräkning av gränsvärden

Målet är att gränsvärden ska sättas så att oacceptabel inverkan ej sker på: ledningsnät, arbetsmiljö, reningsprocesser, recipient, hälsa (halter i fisk) och slam. Inte heller omgivningsluften i närheten av ett reningsverk får innehålla halter i hälsostörande nivåer. Känsligaste del får ange det gränsvärde som bör gälla. De beräknade gränsvärdena för varje delsteg är här betecknade som C_g . De ämnen som tas upp är hämtade dels från VAV M20 (1983) och dels från Naturvårdsverkets rapport 4699 (1997). Alla ämnen i dessa skrifter är inte medtagna i listan beroende på att författarna inte hade tillgång till erforderligt faktaunderlag vid denna skrifts framtagande.

Förutsättningarna i beräkningarna av gränsvärden är att berört avloppsvatten med sina halter av aktuellt/a ämne/n utgör 10 % av totala avloppsmängden till reningsverket, vilket i de allra flesta fall är en stor överskattning. Om avloppsandelen skulle vara något högre bör detta inte betyda så mycket i och med att det finns så många säkerhetsfaktorer inbyggda i beräkningarna. Skulle däremot avloppsvattenmängden vara uppemot 20 % av det totala bör gränsvärdena halveras. Ett undantag är de gränsvärden, som är beräknade från fastställda gränsvärden i slam. För dessa finns ingen säkerhetsmarginal då industriavloppsmängden med aktuell nivå skulle tangera 10 %. Därför rekommenderas att gränsvärdena halveras då slam

utgör den begränsande faktorn och då industriavloppsandelen med aktuellt ämne överskrider 5%. Ytterligare en halvering bör ske då andelen överskrider 10 % osv.

De beräknade gränsvärdena finns redovisade i bilaga 5. Referenser till dataunderlagen återfinns i bilaga 6.

5.1 Ledningsnät

Kända halter för att förhindra påverkan utnyttjas. Ingen utspädningseffekt medräknas.

Det bör noteras att oavsett man håller sig inom angivna gränsvärden eller inte är den som genererar skador ersättningsskyldig. Ett problem kan emellertid bevisningen utgöra.

5.2 Arbetsmiljö

Arbetsmiljöproblem kan närmast orsakas av flyktiga ämnen, som kan inandas. Riskerna är som störst där ventilationen är liten. Det innefattar bl. a. arbete i pumpstationer. De högsta halterna uppkommer då halterna i luft är i jämvikt med halterna i vatten, vilket förutsätter att ventilationen är näst intill obefintlig. Under sådana förhållanden är det föga sannolikt att arbete bedrivs utan inandningsutrustning eftersom halterna av t. ex. svavelväte kan bli mycket höga samtidigt som syrehalterna blir mycket låga. Här förutsättes att ventilationen sänker jämviktswärdet till $\frac{1}{4}$. Högsta halt i vatten blir då $4 * C_{hg}/H$, där H är Henrys konstant och C_{hg} är hygieniska gränsvärdet enligt Arbetarskyddsstyrelsen. Vidare kan en viss utspädning i nätet förutsättas. Här förutsättes 10 ggr. Det innebär att gränsvärdet C_g för spillvattnet i anslutningspunkt blir:

$$C_g = 40 * C_{hg}/H \quad (1)$$

Nära anslutningspunkten blir halterna högre. Detta kompenseras av att man regelmässigt inte inandas denna luft. Hygieniska gränsvärdet förutsätter exponering under 8 timmar varje arbetsdag. Normalt kan det bli fråga om organiska lösningsmedel. För denna typ av ämnen är det närmast det genomsnittliga långtidsintaget som är av betydelse för hälsoeffekterna. Som jämförelse beräknas även gränsvärdet under förutsättning att ingen utspädning sker:

$$C_g = 4 * C_{hg}/H \quad (2)$$

5.3 Reningsprocesser

Inverkan på behandlingen rör huvudsakligen hämningar på biosteg, men kan också inverka på kemisk fällning. Med kända högsta halter C_{reiff} utan hämning av nedbrytning och flocknings/sedimenterbarhet kan gränsvärdet i anslutningspunkt C_g med 10 ggr utspädning beräknas till:

$$C_g = 10 * C_{reiff} \quad (3)$$

Hämningspåverkan på mikroorganismer anges normalt som IC_x (Inhibitory Concentration, som ger x % hämning). I litteraturen anges ofta IC_{50} -värden eller ibland IC_0 -värden (anger 50 resp 0 % hämning) för aktivt slam. Målet är att halten i reningsverket högst får vara runt IC_0 , dvs $IC_0 = C_{renoff}$. I de fall enbart IC_{50} -värden angivits har IC_0 -värdena uppskattats till att vara 10 % av vara IC_{50} -värdena. Det betyder att gränsvärdet C_g blir detsamma som IC_{50} – halten. Variationsbredden mellan IC_{50}/IC_0 är normalt mindre än en faktor 10 (Grothe m. fl. 1996). Se även Övriga toxeffekter, avsnitt 6.2.

Om detta gränsvärde blir det bestämmande behöver det inte betraktas som absolut. Överskrider C_{renoff} i reningsverket kan detta istället betraktas som en gräns för ökad avgift.

5.4 Vattenrecipient

I beräkningen av gränsvärden avseende recipienter beaktas tre typer av störningar: akutare direkta effekter, långsiktiga effekter, effekter genom bioackumulering, vilket också rör människa. Som nämnts ovan blir de akuta effekterna indirekt också inkluderade då de långsiktiga störningarna beaktas, men en utsläppssituation för en mindre recipient (rinnande mindre vattendrag) har dock inkluderats.

För att beräkna den jämviktshalt som erhålles i en recipient med viss vattenomsättning och volym kan en förenklad balansekvation ställas upp där tillförsel ska motsvaras av bortförsel. Bortförseln består då av utflöde, nedbrytning och avdunstning. Balansekvationen blir:

$$Q_{verk} * C_{ut} - Q_{recip} * C_{recip} - V * k_{nedbr} * C_{recip} - f_{fug} * A * C_{recip} = 0 \quad (4)$$

där

Q_{verk} : vattenflöde från reningsverk

C_{ut} : halt i utgående avloppsvatten från reningsverk = $C_g * f_{utspädn1} * f_{utsl}$ (gäller enbart om halt i övrigt spillvatten är försumbar)

$f_{utspädn1}$: utspädning i ledningsnät ($= Q_{industri}/Q_{verk}$) ($= 1/10$)

f_{utsl} : $Q_{industri} * C_g$ (dvs $C_{industri}$) / ($Q_{verk} * C_{verk}$) (andel av mängden som finns kvar i utsläpp från reningsverk jämfört med tillskottet vid anslutningspunkt för industrispillvattnet ($= 1 - [\text{det som avskiljs i slam} + \text{avlufad andel} + \text{nedbruten andel}]$) (gäller enbart om halt i övrigt spillvatten är försumbar)

Q_{recip} : vattenomsättning (flöde) i recipient

C_{recip} : högsta tolerabla långsiktiga halt i vatten

V : volym av recipient

k_{nedbr} : nedbrytningshastighet i recipient (1/tid)

f_{fug} : fugacitetskoeff (längd/tid)

A : area av recipient

Högsta tolerabla långsiktiga halt i vatten, C_{recip} , har i första hand hämtats från sammanställningar där dessa nivåer uppskattats (EPA, 1986, Alabaster, 1982, EG, mm.). Om sådana saknas uppskattas högsta halterna utgående från toxicitetsdata i form av NOEL, LOEL, LC_{50} etc. Halten erhålles genom att tox-nivåerna divideras med lämplig säkerhetsfaktor 10-1000, se avsnitt 4.4.1.

Nedbrytningshastigheter för ämnen i yttre miljö finns att hämta i olika samlingsverk. Även QSAR-modeller används för att beräkna detta (Klopman m.fl. 1997). Generellt för uppskattning av nedbrytningshastigheter finns en modell BIODEG utvecklad baserad på ämnens kemiska struktur (Howard m.fl. 1991). Resultaten från bl.a. denna modell tillsammans med uppmätta data ingår i databasen ENVIROFATE (Environmental Fate Data Base).

Uppgifter om nedbrytning och avskiljning av ämnen i reningsverk har till stor del hämtats från Enviromega (1992/93), Verschueren (1997), Namkung o. Rittman (1987), Grady m.fl. (1997), Cowan m.fl. (1993) och Weber m.fl. (1983). Dessa uppgifter härrör dels från mätningar och dels från beräkningsmodeller. Generellt finns det mer data kring olika ämnens öde i yttre miljö än vad som händer i ett reningsverk. Det går dock att överföra denna information till att även gälla reningsverk. Visserligen är nedbrytningshastigheterna i ett reningsverk betydligt högre än vad som sker i yttre miljö, men det finns en samvariation. Nedbrytningshastigheten är bl.a. beroende av ämnens energiinnehåll och vattenlöslighet. En del adsorberas i slammet. Denna adsorption kan uppskattas av K_p som är kvoten mellan halt i partiklar (suspenderade ämnen) och löst halt. K_p kan uppskattas av K_{ow} -värdet och har funnits vara proportionell mot K_{ow}^{exp} med ett värde på exp på drygt 0,5 (Dobbs m.fl. 1989, Selvakumar o. Hsieh, 1988). Den andel som avdrivs till luft bör vara en funktion av Henrys konstant. Med hjälp av dessa parametrar och rapporterade nedbrytningshastigheter i yttre miljö, avskiljning i reningsverk har avskiljningen, dvs f_{utsl} , i ett reningsverk prognosticerats med hjälp av multipel regression. Tillförlitligheten i rapporterade nedbrytningshastigheter visade sig dock vara alltför osäker, vilket medförde att de olika avskiljningsprocesserna nedbrytning, slamavskiljning och luftavdrivning inte korrelerade på signifikanta nivåer. Ett enklare regressionsresultat för 26 organiska ämnen ($-1,98 < \log K_{ow} < 2,84$) gav genomstegvis multipel regression utan konstant resultatet:

$$1-f_{utsl} = 1,96 * k_{nedbr} + 0,14 * K_p \quad (5)$$

(26 obs, $r^2=0,9$)

där

$1-f_{utsl}$: avskild och nedbruten andel i reningsverket

K_p : halt i suspenderade ämnen/halt i lösning ($=K_{ow}^{0,3}$) (exponentvärden från 0,3-0,6 testades)

k_{nedbr} : nedbrytningshastighet i recipient (1/dag)

För ämnen med rapporterade nedbrytningshastigheter och $\log K_{ow}$ -värden av högst 2,8 har avskiljningen uppskattats enligt ekv (5) med den skillnaden att andel ut till recipient ökas något för att inkludera osäkerhetsintervallet (ca 10 %). I de fall $\log K_{ow}$ varit större än 2,8 har ändå 2,8 använts i uppskattningen.

Om underlag för att ange storleken på f_{utsl} saknas har det för säkerhets skull förutsatts att denna är 0,1, dvs att 90 % går rakt igenom reningsverket. Det innebär således inte att så är fallet i verkligheten.

Avdunstningen i yttre miljö beräknas med hjälp av en fugacitetskoefficient, f_{fug} , som i sin tur beräknas utgående från molvikt, Henrys konstant, och hydrauliska förhållanden (Liss m.fl. 1974, Mackay m.fl. 1975, Mackay m.fl. 1973, Munz m.fl. 1989, Thibodeaux m.fl. 1976).

Fugacitetskoefficienten, f_{fug} , erhålles ur:

$$1/f_{fug} = 1/k_{iL} + R T/H k_{ig} \quad (1/vätskemotstånd + 1/gasmotstånd)$$

R: allmänna gaskonstanten

H: Henrys konstant

T: temperatur °K

k_{iL} , k_{ig} : motståndskoefficienter för vatten resp. luft (är proportionella mot molvikten^{-0,5})

Balansekvationen (4) ovan avser i dess utformning närmast lösta ämnen som inte sedimenterar. Om ämnen skulle sedimentera eller bindas till sediment kan sådana effekter grovt inkluderas i termen k_{nedbr} . Sedimentering kan enkelt adderas nedbrytningen då denna för en standardiserad recipient får enheten 1/tidsenhet. Storleken på adsorptionen kan erhållas från jämviktskoefficienter mellan halter sediment och vatten (ett standardiserat sediment får då förutsättas), se Lyman (1983). Denna koefficient kan beräknas från vattenlöslighet och K_{ow} . Detta har dock inte inkluderats i beräkningen. Motivet är att beräkningen ska förutsätta långtidsmedelvärde, då det inte blir någon netto adsorption (om man inte tar hänsyn till att det finns en netto sedimentation). Nu finns som regel en netto sedimentation av betydelse och dessutom en nedbrytning i sedimenten. Beräkningarna enligt ovan då man bortser från adsorptionseffekterna ger då en extra säkerhet.

För grundämnen som metaller har en generell avklingning genom sedimentation förutsatts med en halveringstid av 1 år. Detta är en avklingningshastighet som är avsevärt lägre än verkliga förhållanden (Hellström, 1980), vilket ger en extra säkerhet. Å andra sidan har inte effekter av långsiktig ackumulering i botten sedimenten direkt beaktats. I viss mån kommer detta dock in då högsta tolerabla långsiktiga halt i vatten fastställs eftersom halt i vatten också innebär en motsvarande långsiktig halt i sediment.

Balansekvationen (4) ger:

$$C_g = C_{recip} (Q_{recip} + V * k_{nedbr} + A * f_{fug}) / (Q_{verk} * f_{utspädn1} * f_{utsl}) \quad (6)$$

5.4.1 Långsiktiga effekter

Tre vattenrecipienttyper har beaktats. En vanligare men ändå högbelastad recipient kan förutsättas ha medeldjupet 5 m, uppehållstiden 0,5 år för vatten och att utsläppet utgör 2 % av vattenföringen. Detta innebär:

Vanligare recipient:

$$C_g = C_{recip} (500 + 250 k_{nedbr} + 50 * f_{fug}) / f_{utsl} \quad (7)$$

Gränsvärden bör även beräknas för några extremare situationer. För en recipient med uppehållstiden 2 år, medeldjupet 5 m och med utsläpp från reningsverk, som utgör 40 % av vattenföringen, blir gränsvärdet:

Liten recipient och stor belastning:

$$C_g = C_{recip} (25 + 50 k_{nedbr} + 10 * f_{fug}) / f_{utsl} \quad (8)$$

För att närmare penetrera effekterna av mera långsamnedbrytande ämnen utföres beräkningarna också för en recipient med uppehållstiden 20 år, medeldjupet 20 m och ett utsläpp från reningsverket som motsvarar 10 % av recipientens utflöde. Detta innebär:

Liten djup recipient:

$$C_g = C_{recip} (100 + 2000 k_{nedbr} + 100 * f_{fug}) / f_{utsl} \quad (9)$$

5.4.2 Akuta effekter

I vissa fall är det inte den mera långsiktiga ackumuleringen som är begränsande. Detta blir fallet för rinnande vattendrag. Risken för störningens omfattning blir arealmässigt liten då det normalt är fråga om begränsade sträckor. Här förutsättes att 20 % av vattenflödet i vattendraget härrör från ett reningsverk. Högsta halt för akutare effekter har då satts till 5 ggr C_{recip} , då C_{recip} är satt med hänsyn till långsiktiga effekter. I de flesta fall är det så att upphållstiden är så kort att man kan bortse från eventuella nedbrytningar och övriga avklingningsprocesser. Det blir således en ren utspädning, vilket innebär gränsvärdet C_g kan beräknas som:

Litet vattendrag:

$$C_g = 5 C_{\text{recip}} / (f_{\text{utspädning}} * 0,2 * f_{\text{utsl}}) = 250 C_{\text{recip}} / f_{\text{utsl}} \quad (10)$$

5.4.3 Bioackumulerbara ämnen

Under denna rubrik ingår egentligen alla typer av ämnen oavsett de bioackumuleras eller ej. Finns ämnena i vatten finns de vanligen också i t.ex. fisk även om de inte anses som bioackumulerande. Andelen utsläpp via vatten från ett reningsverk av bioackumulerbara ämnen blir inte så stora. Förutom att tillskotten är starkt reglerade vid källan är en anledning att den s.k. bioackumuleringseffekten även finns i biosteget. Det betyder att mera bioackumulerbara ämnen blir kvarhållna i slammet såvida de inte brutits ned innan slammet lämnat reningsverket (Selvakumar m.fl. 1988).

Halter i fisk får inte överskrida ett visst värde. Halten i fisk är biokoncentrationsfaktorn BCF multiplicerad med halten i vatten. BCF erhålles ur litteraturen eller från beräkningar baserade på K_{ow} . Maximal halt i fisk kan om det finns användas. Om detta inte finns, som i normalfallet, anger ADI-värden för människa (högsta acceptabla dagliga intag) korrigerat med en faktor för mängden fisk i dieten högsta tolerabla halt i fisken. ADI-värden (eller RfD-värden) anges normalt i enheten mg/kg kroppsvikt o dag. Här förutsätts kroppsvikten vara 70 kg. Genomsnittligt fiskintag har ansatts till 6,5 g/p,d som TS (EPA, 1986). Detta gör att en högsta halt i vatten med hänsyn till hälsoeffekter, $C_{\text{rec,hälsa}}$, kan beräknas som:

$$C_{\text{rec,hälsa}} = 70 * 10^3 * \text{ADI} / (6,5 * \text{BCF}) = 1,08 * 10^4 \text{ ADI} / \text{BCF} \quad (11)$$

Det finns även hygieniska gränsvärden som går att utnyttja för att få en uppfattning om vilken nivå ett ADI-värde kan ligga på i de fall ADI-värden saknas. För att överföra ett hygieniskt gränsvärde till ett ADI-värde har det förutsatts att intaget högst får vara 5 % av det intag exponeringen blir vid det hygieniska gränsvärdet. Denna exponering via inandning har uppskattats med förutsättningarna: inandning 40 tim/vecka, 10 m³/d och 100 % upptag via inandning.

$C_{\text{rec,hälsa}}$ har jämförts med C_{recip} , se avsnitt 5.4.1 och 5.4.2, och det lägsta värdet har använts i ekv (7), (8), (9) och (10) för att beräkna C_g .

5.5 Slam

Gränsvärden baserade på halter i slam hänför sig huvudsakligen till tungmetaller. För organiska ämnen, som bryts ned, är vattenrecipienten betydligt känsligare än åkerjord. Vanligen är detta också fallet för oorganiska ämnen. Att utfallet för reglerade metaller i slam blir annorlunda beror på den filosofi som ligger bakom satta gränsvärden för slam, se 4.3. De risker, som kan befaras då slam sprids på åkermark är ackumuleringar under mycket lång tid.

Gränsvärdet C_g beräknas ur en balansekvation mellan ingående och utgående flöden och erhålles ur:

$$C_g = [C_{\max\text{slam}} q_{\text{slam}} / f_{\text{prop\text{slam}}} - (1 - f_{\text{utspäd\text{n1}}}) C_{\text{samh}}] / f_{\text{utspäd\text{n1}}} \quad (12)$$

$C_{\max\text{slam}}$: maxhalt i slam

q_{slam} : slamproduktion per m^3 avloppsvatten ($0,18 \text{ kg/m}^3$)

$f_{\text{prop\text{slam}}}$: andel av tungmetallerna som hamnar i slammet

C_{samh} : genomsnittlig normal halt i avloppsvatten i en tätort utan industrianslutning

$f_{\text{utspäd\text{n1}}}$: $Q_{\text{industri}}/Q_{\text{verk}}$ ($1/10$)

Detta ger:

$$C_g = C_{\max\text{slam}} 1,8 / f_{\text{prop\text{slam}}} - 9 C_{\text{samh}} \quad (13)$$

Eftersom gränsvärden för högsta halter i slam, $C_{\max\text{slam}}$, för 7 metaller är satta av regeringen (SFS 1998:944) har dessa utnyttjats för att beräkna gränsvärden utgående från detta. För dessa metaller har även beräkningar gjorts utgående från maximal årlig tillförsel uttryckt i g/ha,år (SNFS 1994:2) för slamgivorna $0,7 \text{ ton/ha,år}$ och 1 ton/ha,år . $0,7 \text{ ton/ha,år}$ härrör från krav på maximal P-giva (utgående från 3 % P i slam och max 22 kg P/ha,år). $C_{\max\text{slam}}$ för övriga metaller har beräknats utgående från en riskberäkning. Utgående från högsta halt i jord utan störningar (EPA, 1993, Chang m fl, 1995) reducerat med bakgrunds-nivån, att 1 ton/ha,år sprids och 1000 slamspridningsår kan $C_{\max\text{slam}}$ för dessa metaller (Ag, As, B och Mo) beräknas. Underlag för C_{samh} vad avser As och Mo saknades. Därför förutsattes att C_g är 50 C_{samh} för dessa metaller.

För de 7 metaller för vilka gränsvärden för högsta halter i slam och högsta årlig tillförsel angivits kommer säkerhetsmarginalen att vara noll om industrispillvatten ansluts, som utgör 10 % av totala avloppsvattenflödet och som ligger på det beräknade gränsvärdet. Av denna anledning bör gränsvärdet halveras om denna typ av avloppsvatten uppgår till mer än 5 %. Vid en ytterligare fördubblad andel bör gränsvärdet ytterligare halveras en gång.

Som nämnts ovan är gränsvärdena för slam satta med målet att komma så långt ner i halter som möjligt och inte efter risker. Detta har dock lett till vissa orimligheter. För Cd under förutsättning att årlig tillförsel är högst $0,75 \text{ g/ha,år}$ och med en slamgiva av 1 ton/ha,år blir beräknat gränsvärde negativt, vilket inte går att uppnå. Om de av regeringen satta gränsvärdena förblir oförändrade bör detta innebära att slamspridning på åkermark inte blir ett realistiskt alternativ om full slamgiva ska spridas med hänsyn till fosfor.

I de fall slamspridning inte är aktuell kan de gränsvärden som begränsas av slam i första hand strykas. För sådana fall blir det närmast recipientpåverkan som styr högsta metallhalt.

För närmare beskrivning av beräkning av gränsvärden hänvisas till bilaga 3.

5.6 Omgivande luft

Flyktiga ämnen kan till en betydande andel avgå till luft speciellt i luftningsbassängerna. Dessa ämnen kan nå kringliggande bebyggelse. Detta innebär knappast att några hygieniska gränsvärden överskrids för bostadsområden om så inte varit fallet i ledningsnätet. Däremot kan man inte tolerera nivåer i närheten av hygieniska gränsvärden i bostadsbebyggelse. För att få ett grepp om nivåerna har några spridningsfall analyseras.

Det förutsättes att halten i inkommande vatten motsvarar 10 % av det hygieniska gränsvärdet för luft (dvs 10% utspädning och jämvikt luft/vatten). Halt i inkommande avloppsvatten till reningsverket C_{ink} är då:

$$C_{\text{ink}} \text{ (g/m}^3\text{)} = 0,1 k_{\text{faktor}} C_{\text{hg}}/H \quad (14)$$

C_{hg} = hygieniska gränsvärdet (mg/m³)

H = Henrys konstant (atm m³/mol)

k_{faktor} = konversionsfaktor för enheter (2,36 10⁻⁵)

Avloppsvattenflödet till reningsverket förutsätts vara 0,5 m³/s. Grovt framtaget från TOXCHEM-simuleringar (Envirometa 1992/93) avgår till luft högt räknat: 1,6 10³ H^{0,6}(%). Totalt luftutsläpp $Q \text{ (g/s)} = 16 H^{0,6} * 0,5 * 0,1 * 2,36 10^{-5} C_{\text{hg}}/H = 1,9 10^{-5} C_{\text{hg}}/H^{0,4}$

Halt i luft C vid marknivå beräknas ur:

$$C \text{ (g/m}^3\text{)} = 2 Q / (L(2\pi)^{1/2} u \sigma_z) \quad (15)$$

Utsläppen antas ske över bredden $L = 30$ m med vindhastighet $u = 4$ m/s. σ_z är standardavvikelse av spridningsplym i höjddled (m). Med neutral atmosfärisk skiktning, slät öppen terräng utan något som sticker upp (dvs utan något som skapar ökad turbulens) ger på avståndet 200 m $\sigma_z = 21,8$ m (Briggs, 1973). Detta ger: $C \text{ (mg/m}^3\text{)} = 5,8 10^{-6} C_{\text{hg}}/H^{0,4}$. Med de högsta värdena på H (0,03 atm m³/mol) (dvs luftavgången kan vara i storleksordningen 50 % eller mer) blir $C/C_{\text{hg}} = 2,4 10^{-5}$ dvs högst 0,0024 % av hygieniska gränsvärdet.

Om däremot luftavgången är 1 % (lägre värde på H) blir $C/C_{\text{hg}} = 8 10^{-4}$, dvs ca 0,1 % av hygieniska gränsvärdet.

En beräkning med stabil atmosfärisk skiktning och vindhastigheten 2 m/s ger halter som kan vara 5 gånger högre än ovan nämnda.

Dessa siffror förutsätter att arbetsmiljön blir begränsande för det gränsvärdet. I de flesta fall blir detta inte fallet, vilket betyder att halter i luft i omgivningen blir betydligt lägre än vad som angivits här. Risk för hälsoeffekter i omgivningen kan uteslutas då övriga begränsningar vidmakthålls.

5.7 Sammanfattande bedömning

I bilagorna 1 och 2 finns de beräknade gränsvärdena som bestäms av känsligaste del samt de gränsvärden varje del (recipient, slam, reningsprocesser, arbetsmiljö, ledningsnät) anger. Som framgår av bilaga 1 kommer recipienten att utgöra begränsningen för flertalet ämnen. Nu har ett antal olika typfall av recipienter behandlats. Det kan mycket väl vara så att det mest begränsande typfallet inte är relevant för den aktuella situationen. I bilaga 2 anges vilka gränsvärden det blir med hänsyn till recipient beroende på typfall. Det kan därför rekommenderas att man tar hänsyn till vilka recipientförhållanden man har då gränsvärden ska fastställas i det enskilda fallet. Ett alternativ är att man utgår från de faktiska förhållandena och själv beräknar mera relevanta gränsvärden. För den som vill uppskatta gränsvärden själv finns referenser till dataunderlag i bilaga 4.

I den lista av gränsvärden, som framgår av bilaga 1, saknas vissa uppgifter angående arbetsmiljö, ledningsnät, reningsprocesser och slam. Detta beror i de flesta fall på att nivån av gränsvärde inte är relevant i jämförelse med gränsvärde för recipient. I några fall beror det också på att författarna inte hade tillgång till erforderlig basdata alternativt denna ej finns över huvud taget. I flertalet fall blir det recipient eller arbetsmiljö som utgör begränsningen. I några fall blir det slam, men då bör man betänka att de gränsvärden som ligger bakom inte är satta med tanke på miljö- och hälsoeffekter, som nämnts tidigare. I något fall blev dock reningsverket bestämmande.

I de fall begränsningen utgörs av någon del i avloppssystemet bör gränsvärdet utgöras av korttidsmedelvärde (timmedelvärde). Om gränsvärdet bestäms av recipient eller slam är veckomedelvärden tillfyllest. Om ledningsnät, recipient eller slam sätter gränsen, dvs som veckomedelvärden, får emellertid timmedelvärdet inte överskrida motsvarande lägsta gränsvärde för avloppssystemet och inte vara högre än 4 ggr gränsvärdet för recipient.

Högsta tillåtna halter i vatten är normalt satta med stor säkerhetsmarginal för de flesta typer av vatten. För recipienter med mjukt vatten och som dessutom är näringsfattiga är däremot säkerhetsmarginalerna betydligt mindre. För sådana vatten rekommenderas en halvering av gränsvärdena om aktuell avloppsandel överskrider 5 % av det totala och om belastningarna i övrigt ligger på storleksordningar som förutsatts i beräkningsunderlagen. Det kan emellertid alltid rekommenderas att gränsvärden beräknas för det enskilda fallet.

Vissa vattenrecipienter kan ha flera utsläppspunkter. Vid en beräkning av gränsvärden måste i så fall summan av utsläppen beaktas.

Hänsyn till risk för synergistiska effekter bör tas då flera ämnen kan ligga på nivåer som kan föranleda uppmärksamhet. USA:s EPA har i sin bedömning rekommenderat att sammanlagda effekter bör bedömas så att summan av kvoterna från enskilda ämnen (verklig halt/maximal tillåten halt om kvoten är minst 0,1) blir högst 1. För att vara på säkra sidan rekommenderas i denna rapport att summan av kvoterna av verklig halt/föreslaget gränsvärdevärde (C_{ind}/C_g) ska vara högst 0,5 förutsatt de enskilda kvoterna är minst 0,1, dvs att:

$$\sum C_{ind,i}/C_{g,i} \leq 0,5 \quad (\text{om } C_{ind,i}/C_{g,i} \geq 0,1)$$

6 Om gränsvärden saknas

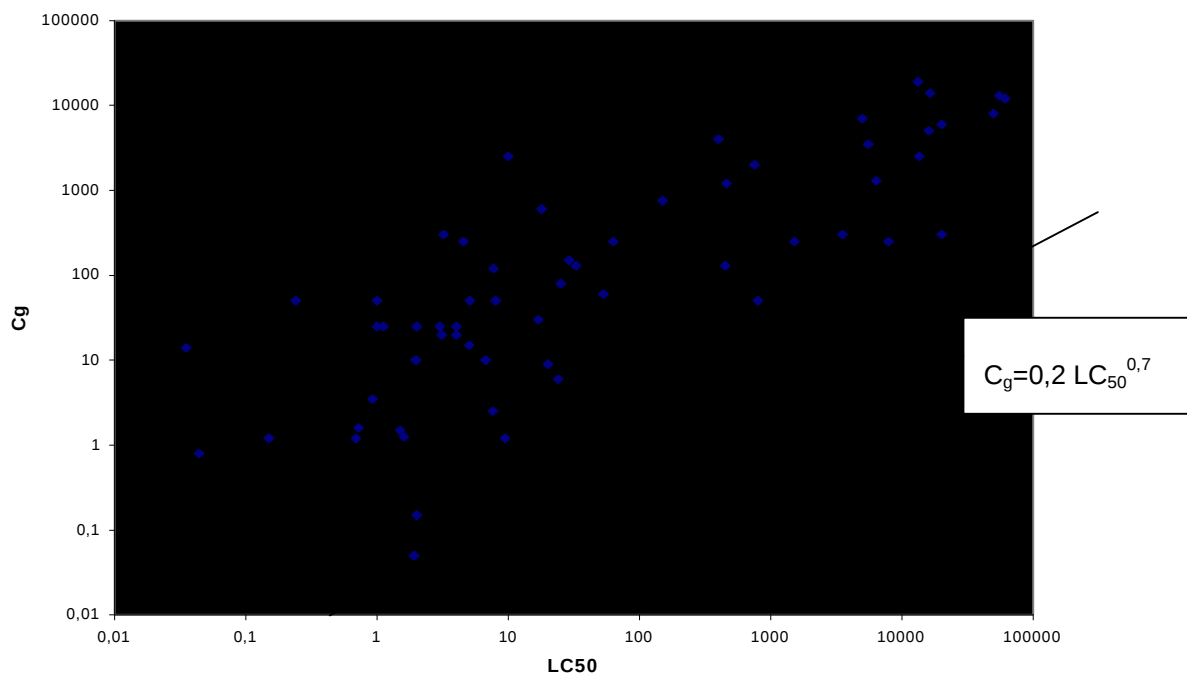
I många fall är det avloppsvatten som ska bedömas ofullständigt karakteriserat. Det kan också vara så att det finns ämnen i ett avloppsvatten för vilka underlagsdata saknas för att kunna fastställa ett gränsvärde. Härav kan man särskilja avloppsvatten som är känt till sitt innehåll av olika ämnen och avloppsvatten som inte helt är känt innehållsmässigt. För det förstnämnda kan man grovt ange vad som kan accepteras förutsatt det finns tillgång till viss basdata för ämnena i fråga. Då innehållet i avloppsvattnet inte är helt känt alternativt basdata för att bedöma ämnenas inverkan är otillfredsställande bör någon eller några former av toxicitetstester genomföras. Detta förfaringssätt förutsätter emellertid att det är känt att inga ämnen förekommer, som är cancerogena eller misstänkt cancerogena, hormonstörande eller arvsmassepåverkande eller i övrigt kan medföra andra långsiktigt verkande störningar. Om sådana ämnen förekommer och underlag för att göra tillfredsställande riskbedömning saknas får begränsningen bli: får ej förekomma.

6.1 Grov uppskattning av gränsvärden

Om det är känt vilka ämnen det finns i avloppsvattnet finns det normalt en del uppgifter om toxicitetsnivåer. En sådan är LC₅₀-värdet för fisk och kräftdjur eller EC₅₀ för alger. Av de gränsvärden, som här beräknats fram avseende effekter i recipienter, visar LC₅₀-värdet (4d) den tydligaste samvariationen med beräknat gränsvärde C_g vad avser effekter för känsligaste recipient. För 50 organiska ämnen framgår beräknat gränsvärde och lägsta LC₅₀-värde i figur 2. I samma figur finns även en linje representerande (enheter mg/l):

$$C_g = 0,2 * LC_{50}^{0,7} \quad (16)$$

Ett enligt ekv (16) uppskattat gränsvärde, som fortfarande bygger på att aktuellt avloppsvatten utgör 10 % av totala mängden, bör för flertalet organiska ämnen innebära en stor säkerhetsmarginal. Lägst säkerhetsmarginal erhålles för klorerade ämnen enligt figur 2. Det kan därför rekommenderas för säkerhets skull att dividera med 5 för sådana ämnen.



Figur 2. Beräknat gränsvärde och lägsta LC₅₀-värde samt uppskattning av gränsvärde.

Sambandet enligt figur 2 förutsätter att nivån av LC₅₀ för känsligaste art är känd. Om LC₅₀-värdet är behäftat med stor osäkerhet, dvs testat på enbart någon enstaka art, bör en ytterligare säkerhetsfaktor appliceras, vilket kan uttryckas som att LC₅₀-värdet divideras med en faktor 10 eller mer, se avsnitt 4.4.1.

Det kan diskuteras att uppskatta ett gränsvärde enbart baserat på LC₅₀ utan direkt hänsyn till bioackumulering och nedbrytning. Indirekt blir hänsyn tagen till sådana egenskaper eftersom det finns vissa samband mellan LC₅₀, K_{ow} och nedbrytningshastighet. Med ökat LC₅₀ ökar normalt också K_{ow} samtidigt som nedbrytningshastigheten minskar. I det fall det skulle vara fråga om ett ämne som har en mycket lång nedbrytningstid, dvs en halveringstid i fråga om ett år eller mer rekommenderas att enligt ovan uppskattat gränsvärde divideras med 10.

6.2 Övriga toxiska effekter

Om underlag för beräkning av gränsvärden saknas alternativt om vattnets sammansättning är oklar bör man kräva att aktuellt spillvatten ska toxtestas. Det finns två skäl till detta. Dels bör vattnet testas vad avser risk för att störa reningsprocesserna. För det andra bör vattnet testas vad avser toxiska effekter i recipienten. Om recipienten är av känslig art blir det i de flesta fall denna som blir bestämmande. Testning av avskiljning/nedbrytbarhet är också av värde.

För reningsverkets del är det i första hand hämningseffekter som är viktiga. Det finns då två typer av hämning, dels hämningen av CO₂-bildning, dvs vanliga respirationen, och dels nitrifikations- och denitrifikationshämning om reningsverket är försett med kväverening. Dessa två senare steg är normalt känsligare än hämningen av CO₂-bildningen. Det finns en OECD-testmetod som kan utnyttjas för respirationstest (Volskay m.fl. 1988). Andra metoder

för respirationstester och toxicitetstester har beskrivits av Clay m.fl. (1992), Ruffier (1996) Steinhäuser (1996). För nitrifikationshämmning finns en del studier att referera till (Grüttner m.fl. 1994, Grunditz m.fl. 1998, Jönsson 1998, SNV 1995, Winther-Nielsen 1996, ISO 9507 från 1989). Naturvårdsverkets rapport 4547 (1996) anger en nationell policy.

För reningsverket är målet att ingen störning ska uppträda på processerna, dvs högst halten IC_0 i reningsverket. Om man förutsätter att det skiljer en faktor 10 mellan IC_{50} och IC_0 (normalt är det mindre) kan med 10 ggr utspädning i nätet gränsen för ett outspätt industrispillvatten sättas till IC_{50} . Om avloppsvattnet endast utgör 1 % kan gränsen sättas vid 10 ggr IC_{50} .

Om man utför respirationstest och finner en hämmad nedbrytning då aktuellt avloppsvatten är blandat med det normala avloppsvattnet i reningsverket finns två lösningar. Antingen måste det hämmande avloppsvattnet åtgärdas, vilket närmast gäller då det är fråga om ren toxisk hämmning, eller så innebär det en extra utsläppavgift för aktuellt avloppsvatten. Toxisk hämmning kan utläsas av att hämmningen är större än vad den proportionella andelen av COD från industriavloppsvattnet i testprovet kan utgöra. En avläst hämmning kan också bestå av att ämnena är mer svårnedbrytbara.

Toxiska nivåer avseende olika effekter visar normalt en samvariation för samma ämne. Blum och Speece (1991) har jämfört toxicitetsnivåerna för aerobt heterotrofa bakterier (de som dominerar i aktivt slam och i yttre miljö för aerob nedbrytning), Microtox, metanbildande bakterier (bryter ner organiskt material till metan och koldioxid i anaerob miljö), LC_{50} för elritsa och *Nitrosomonas* (överför ammonium-N till nitrat) för ett större antal ämnen. De fann inte förvånande att toxnivåer samvarierade och var lägst för de heterotrofa och de metanproducerande bakterierna (dvs dessa uppvisade hämningar vid högre halter). *Nitrosomonas* var ofta känsligast. I genomsnitt var *Nitrosomonas* känslighet 4 gånger högre än elritsa (LC_{50}), nära 10 gånger högre än Microtox och ungefär 30 gånger högre än heterotrofa/metanproducerande bakterier. Det bör emellertid noteras att variationerna mellan olika ämnen i detta avseende ibland kan vara stora.

Som första test rekommenderas någon förhållandevis snabb och enkel metod då underlag saknas. Detta ger en säkerhet gentemot störningar på heterotrofa och metanproducerande bakterier. I de fall detta inte visar att säkerhetsmarginalerna är mycket stora kan förfinade test därefter utföras.

Då påverkan på *Nitrosomonas* inte kan uteslutas för ett verk med kväverening rekommenderas nitrifikationstest. Avseende påverkan på *Nitrosomonas* kan 10 % av Microtox-nivån tjäna som en uppskattning av påverkansnivån. Maximal hämmning bestående av IC_{20} vid 5 ggr utspädning är ett vanligt kriterium för nitrifikationstest. IC_{50} kan då motsvara ungefär 1,5-3 ggr IC_{20} . Med 10 ggr utspädning i nätet innebär detta kriterium ungefär att IC_0 erhålles vid verket, dvs ingen inverkan.

Det finns en kommersiell blandning av 12 arter av mikroorganismer, som isolerats från aktivt slam, för ändamålet att just testa hämmningseffekter. Testet, som heter Polytox (Polybac Corporation, Bethlehem, PA, USA), rekommenderas av USA:s EPA som ett billigt sätt att testa vatten (EPA 440/4-87-005). Resultaten blir mera rättvisande än Microtox, som endast utnyttjar en flouriserande marin mikroorganism, *Photobacterium phosphoreum*. Detta test används normalt inte i Sverige.

Det finns för många ämnen en stor variationsbredd över rapporterade IC-värden. Det kan ha flera förklaringar. Nedbrytningen kan pga substratet eller temperaturen förändras och därmed påverka både i laboratorieförsök och i verkligheten (Eckenfelder m.fl. 1994). Acklimatisering kan kraftigt påverka utfallet. Generellt om det är fråga om kontinuerliga utsläpp är det acklimatiserade IC-värden som ska gälla.

Hämmande effekter av kemiska ämnen kan liksom vad beträffar störningar i miljön kvantifieras med hjälp av QSAR-modeller (Hall m.fl. 1996, Tang m.fl. 1992).

Vissa försök med nedbrytning av olika industrikemikalier i aktivt slamsteget har visat att nedbrytningen ökar något (dvs hämningen reduceras) då ett bredare spektrum av olika ämnen tillförs än om enbart en eller enstaka ämnen tillförs (Ellis m.fl. 1998).

Beträffande generella toxtester förutom nitrifikationstest men inklusive test på alger, zooplankton och fisk hänvisas till Standard Methods (WEF, 1999a,) och WEF (1999b).

7 Referenser

- Abbasi S.A., Nipanay P.C. o. Soni R., 1993. An examination of the water quality criteria of vanadium with reference to impact studies on freshwater teleost *Nuria Denricus* (Hamilton). Poll. Re., 12 (2), 85-90.
- Blum D.J.W. o. Speece R.E., 1991. A database of chemical toxicity to environmental bacteria and its use in interspecies comparisons and correlations. Research Journal WPCF. Vol 63 (3), 198-207.
- Bradburne S.J.A. o. Dearden J.C., 1991. Correlation of tumour-inhibiting activity with acute toxicity. The science of the total environment. 109/110, 425-429.
- Briggs G.A. 1973. Diffusion estimation for small emissions, ATDL Contribution File no 79, Atmospheric turbulence and diffusion laboratory. USA.
- Chang A.C., A.L. Page och T. Asano, 1995, developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. World Health Organisation, WHO/EOS/95.20, Geneve.
- Clay S.G., Gaudy Jr A.F., Rozich A.F. o. Moran N.R., 1992. Using respirometry to assess waste streams and set surcharges. Water environ tech. 60-65.
- Cowan C.E., Larson R.J., Feijtel T.C.J. o. Rapaport R.A., 1993. An improved model for predicting the fate of consumer product chemicals in wastewater treatment plants. Wat res., 27 (4), 561-573.
- Degner P., Nendza M. o. Klein W., 1991. Predictive QSAR models for estimating biodegradation of aromatic compounds. The science of the total environ. 109/110, 253-259.
- Dobbs R.A. , Wang L. och Govind R., 1989. Sorption of toxic compounds on wastewater solids: correlation with fundamental properties. Environ. Sci. Tech., 23(9) 1092-1097.
- East of Scotland Water, Consorcio de Aguas del Gran Bilbao, VAV o. Cork County Council. 1998. Industrial discharges to sewer. EU-PACTE (kan erhållas från VAV).
- ECETOC, 1993. Environmental hazard assessment of substances. Technical report no 51.
- Eckenfelder Jr W.W. o. Musterman J.L., 1994. Treatment and pretreatment requirements for industrial wastewaters in municipal activated sludge plants. Wat sci tech 29 (9), 79-88,
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) 1987. Working party on Water quality criteria for European freshwater fish, water quality criteria for European freshwater fish. Revised report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water. EIFAC technical paper 37 rev 1

Ellis T.G., Smets B.F. o. Grady Jr C.P.L., Effect of simultaneous biodegradation of multiple substrates on the extant biodegradation kinetics of individual substrates. *Wat environ res.*, 70 (1), 27-38.

Enserink E.L., Maas-Diepeveen J.L. o. VAN Leeuwen C.J., 1991. Combined effects of metals; an ecotoxicological evaluation. *Wat. Res.*, 25 (6), 679-687.

EPA, 1993, Technical support documents for 40 CFR Part 503. Land application of sewage sludge. Springfield, Virginia, National Technical Information Service.

Gaylor D.W. o. Chen J.J.H. 1997. Strategy for cost-effective reduction of the sum of health risk estimates for exposures to mixtures of toxic substances. *Risk, health, safety & environment*. 8 (3) 225.

Grady Jr. C.P.L. Magbanua Jr. B.S. Brau S. o. Sanders II R.W. 1997. A simple technique for estimating the contribution of abiotic mechanisms to the removal of synthetic organic chemicals by completely mixed activated sludge. *Wat. Environ. Res.*, 69 (7), 1232-1237.

Grothe D.R., Dickson K.L. o. Reed-Judkins D.K., utg. 1996. Whole effluent toxicity testing: an evaluation of methods and prediction of receiving system impacts. SETAC Pellston Workshop on Whole Effluent Toxicity; 1995 sep 16-25; Pellston, MI. Pensacola FL; Soc. of Environ. Toxicol. and Chem. (SETAC).

Grunditz C., Gumaelius L. o. Dalhammar G. 1998. Comparison of inhibition assays using nitrogen removing bacteria: application to industrial wastewater. *Wat. res.* 32 (10), 2995-3000.

Grüttner H., Winther-Nielsen M., Jørgensen L., Bøgebjerg P. o. Sinkjær O., 1994. Inhibition of the nitrification process in municipal wastewater treatment plants by industrial discharges. *Wat. Sci. tech.* 29 (9), 69-77.

Hall E., Sun B., Prakash J. o. Nirmalakhandan N. 1996. Toxicity of organic chemicals and their mixtures to activated sludge microorganisms. *J Environ. Eng.* 122, (5), 424-429.

Hellström T. 1985. Beräkning av effekter av nuvarande vattenutsläpp från Oxelösunds järnverk. Avd. f. Hydrologi, Uppsala Univ. rapp no Ser A 1985:21.

Hellström T. 1980. Heavy metal transport in the environment - A case study of a smelter industry. Inst. f. Tekn. Vattenresurslära, LTH, Report no 1004.

Howard P.H., Boethling R.S., Stiteler W., Meylan W. och. Beauman J., 1991. Development of a predictive model for biodegradability based on BIODÉG, the evaluated biodegradation data base. *The Science of the total environ.* 109/110, 635-641.

Hsieh C-C., Ro K.S., o. Stenstrom M.K. 1993. Estimating emissions of 20 VOCs. *J Environ.Eng.* 119 (6), 1077-1119.

Jönsson K. o. Grunditz C., 1998. Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier. VAV, VA-FORSK rapp nr 1998:12.

Klopman G. och. Tu M., 1997. Structure-biodegradability study and computer-automated prediction of aerobic biodegradation of chemicals. *Environ. Tox. and chem.* 16 (9), 1829-1835.

Liss P.S. o. Slater P.G. 1974. Flux of gases across the air-sea interface. *Nature*, 247, 181-184.

Lyman W. 1983. Adsorption coefficients for soils and sediments. Kap. 4 i: *Handbook of chemical property estimation methods*. Utg. Lyman W.J. m.fl. McGraw-Hill. NY.

Mackay D., 1982. Correlation of bioconcentration factors. *Envir. Sci. tech.*, 16 274-278.

Mackay D. o. Wolkoff Q.W. 1973. Rate of evaporation of low solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Environ. Sci. tech.* 7 (7), 611-614.

Mackay D. o. Leinonen P.J. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Environ. Sci & techn.* 9 (13), 1178-1180.

Melcer H., Bell J.P., Thompson D.J., Yendt C.M., Kemp J, o. Steel P. 1994. Modeling volatile organic contaminants' fate in wastewater treatment plants. *J environ. Eng.* 120 (3), 588-609.

Munz C. o. Roberts P.V. 1989. Gas- and liquid-phase mass transfer resistances of organic compounds during mechanical surface aeration. *Wat. res.*, 23 (5), 589-601.

Nabholz J.V., 1991. Environmental hazard and risk assessment under the United States Toxic Substances Control Act. *The science of the total environ.* 109/110, 649-665.

Naturvårdsverket. Kemiska ämnen, Naturvårdsverket informerar.

Naturvårdsverket. 1997. Bedömning av kemikalieanvändningen i vissa branscher. NV rapport 4699.

Naturvårdsverket. 1996. Nitrifikationshämning vid kväveavskiljning av avloppsvatten. NV rapport 4547.

Nirmalakhandan N. Arulgnanendran V. Mohsin M. Sun B. o. Cadena F. 1994. Toxicity of mixtures of organic chemicals to microorganisms. *Wat. Res.* 28 (3) 543-551.

OECD, 1992. Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. *OECD environment monographs No 50*, Paris.

OECD 1992b, Report of the OECD workshop on quantitative structure activity relationships (QSARS) in aquatic effects assessment. *OECD environment monographs No 58*, Paris.

OECD. 1995. Guidance document for aquatic effects assessment. *OECD environment monographs No 92*, Paris.

Ruffier P.J., 1996. Whole effluent toxicity testing: the municipal perspective. Whole Effluent Toxic. Test., Proc. Pellston Workshop, 25th 1995. Utg.: Grothe, D.R., Dickson K.L., Reed-Judkins, D.K. SETAC, Pensacola, Fla. USA.

Russom C.L., Anderson, E.B., Greenwood B.E. o. Pilli A., 1992. ASTER: An integration of the AQUIRE database and the QSAR system for use in ecological risk assessments. EPA/600/A-92/141.

Selvakumar A. o. Hsieh H-N. 1988. Correlation of compound properties with biosorption of organic compounds. J Environ., sci. health. A23(6) 543-557.

SNV 1995. Screeningmetod för bestämning av nitrifikationshämning vid drift av kommunala avloppsreningsverk. SKARV-proj. SNV rapp nr 4424.

Steinhäuser K.G. 1996. Konzeption der Anwendung von Biotests im wasserrechtlichen Vollzug. GWF 137 (6), 310.

Svärd, B. o. Wahlberg, K. 1998. Bra Kemval för tvätt och rengöring. Version 2, 140 sid.

Tang N.H., Blum D.J.W., Nirmalakhandan N. o. Speece R.E. 1992. QSAR parameters for toxicity of organic chemicals to nitrobacter. J Environ. Eng. 118 (1), 17-37.

Tarkpea M., 1990. Biological and chemical characterization of 16 fluids used in the metalworking and engineering industries. SNV rapp 3778.

Thibodeaux L.J. o. Parker D.G., 1976. Desorption limits of selected industrial gases and liquids from aerated basins. Pollution control and clean energy. AIChE symp. Ser. 72 (156) 424-434.

Volskay Jr. V.T. o. Leslie Grady Jr. C.P. 1988. Toxicity of selected RCRA compounds to activated sludge microorganisms. J WPCF, 60 (10), 1850-1856.

Walker J.D., 1991. Chemical selection by the Interagency Testing Committee: use of computerized substructure searching to identify chemical groups for health effects, chemical fate and ecological effects testing. The science of the total environment. 109/110, 691-700.

WEF. 1999a. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 20th ed. Water Environ. Fed., AWWA, APHA, USA.

WEF. 1999b. Whole effluent toxicity testing methods: Accounting for variance. Water Environ. Fed., Water Environ. Res. Foundation, USA.

Winther-Nielsen M. o. la Cour Jansen J., 1996. The role of the sludge in nitrification inhibition tests. Wat sci. tech. 33 (6) 93-100.

WPCF 1982. Industrial wastewater control program for municipal agencies. Manual of Practice OM-4, Operation and Maintenance. Water Pollution Control Federation.

Bilaga 1

Gränsvärden

¹ **Observera att huvudtexten i kapitel 4 och 5 måste beaktas vid användning av gränsvärdestabellerna.**

Listan anger de högsta halter vid vilka störning kan uteslutas i olika delar av systemet.

Halterna gäller i förbindelsepunkt mellan industri och allmän VA-anläggning.

¹ Lägsta värde är markerat i fet stil. I flertalet fall avser detta extremare recipientförhållanden.

¹ Om begränsningen utgörs av arbetsmiljö och reningsverk bör värdena avse timmedelvärde.

I övrigt kan veckomedelvärde tillämpas. Timmedelvärdet får då inte vara mer än 4 ggr högre än gränsvärdet för recipient.

Namn	CAS-nr	Brutto- formel	Ledn- nät	Arbets- miljö ²⁾	Reningsv.			Recipient	
					v. Aerob nedbr	Nitrif.	Slam	Intervall	Medel- värde
			(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	
Acetamid	60-35-5	C ₂ H ₅ NO	X1	X1	X2	1000	X2	19000-700000	timme
Aceton	67-64-1	C ₃ H ₆ O	X1	15000	X2	2000	X2	3500-150000	timme
trans-Akrolein	107-02-8	C ₃ H ₄ O	X1	40	X2	X2	X2	14 -1600	timme
Ammonium	7664-41-7	NH ₄ ⁺	60	X2	X2	X2	X2	60 -1200	vecka
Anilin	62-53-3	C ₆ H ₇ N	X1	3400	X2	1	X2	9-500	timme
Arsenik	7440-38-2	As	X1	X1	X2	50	0,18	0,07 -0,75 ⁽¹⁾	vecka
Barium	7440-39-3	Ba	X1	X1	X2	X2	X2	300 -3000	vecka
Bensen	71-43-2	C ₆ H ₆	X1	0,1	X2	2000	X2	2-450 ⁽¹⁾	timme
Bensylbutylftalat	85-68-7	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	X1	2200	X2	X2	X2	25 -250	vecka
Bly	7439-92-1	Pb	X1	X1	X2	5	0,04	1-10 ⁽¹⁾	vecka
Bor	7440-42-8	B	X1	X1	X2	X2	50	55-600	vecka
n-Butanol	71-36-3	C ₄ H ₁₀ O	X1	7500	X2	8200	X2	250 -9500	vecka
2-Butanol	78-92-2	C ₄ H ₁₀ O	X1	14000	X2	8200	X2	300 -12000	vecka
tert-Butanol	75-65-0	C ₄ H ₁₀ O	X1	12000	X2	X2	X2	900 -1300	vecka
n-Butylacetat	123-86-4	C ₆ H ₁₂ O ₂	X1	1500	3700	X2	X2	600 -25000	vecka
4-tert-Butylfenol	98-54-4	C ₁₀ H ₁₄ O	X1	70	4800	8100	X2	50 -1000 ⁽¹⁾	vecka
Cyanid, fri	57-12-5	CN	X1	0,5	X2	X2	X2	0,03 -0,5	vecka
Cyklohexan	110-82-7	C ₆ H ₁₂	X1	5	70	50	X2	250-60000	timme
Cyklohexylamin	108-91-8	C ₆ H ₁₃ N	X1	37000	103	X2	X2	0,7 -8	vecka
Di(2-etylhexyl)ftalat	117-81-7	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	X1	315	X2	X2	X2	25 -250	vecka
Dietanolamin	111-42-2	C ₄ H ₁₁ NO ₂	X1	X1	X2	500	X2	50 -2000	vecka
Dietylenglykol	111-46-6	C ₄ H ₁₀ O ₃	X1	X1	13000	1000	X2	12000-450000	timme
Dietyleter	60-29-7	C ₄ H ₁₀ O	X1	650	X2	X2	X2	300 -40000	vecka
Dietylftalat	84-66-2	C ₁₂ H ₁₄ O ₄	X1	6000	X2	X2	X2	80 -600	vecka
Difenyl	92-52-4	C ₁₂ H ₁₀	X1	4	100	X2	X2	1,5 -100	timme
Difenyleter	101-84-8	C ₁₂ H ₁₀ O	X1	25	X2	X2	X2	25 -1300	timme
o-Diklorbensen	95-50-1	C ₆ Cl ₂ H ₄	X1	240	50	90	X2	25 -2000	vecka
2,4-diklorfenol	120-83-2	C ₆ Cl ₂ H ₄ O	X1	150	X2	X2	X2	0,2 -6	vecka
Dimetylamin	124-40-3	C ₂ H ₇ N	X1	700	X2	500	X2	30 -2500	vecka
Dimetylftalat	131-11-3	C ₁₀ H ₁₀ O ₄	X1	26000	X2	X2	X2	150 -5500	vecka
Di-n-butylftalat	84-74-2	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	X1	2900	X2	X2	X2	3,5 -140	vecka
Di-n-oktylftalat	117-84-0	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	X1	500	X2	X2	X2	1,2 -10 ⁽¹⁾	vecka
Dipropylenglykol	110-98-5	C ₆ H ₁₄ O ₃	X1	X1	X2	X2	X2	3500 -40000	vecka
1,2-Etandiol	107-21-1	C ₂ H ₆ O ₂	X1	X1	X2	X2	X2	5000 -130000	vecka
Etanol	64-17-5	C ₂ H ₆ O	X1	185000	X2	X2	X2	2500 -600000	vecka
2-Etoxietanol	110-80-5	C ₄ H ₁₀ O ₂	X1	0,4	X2	X2	X2	14000-konc	timme
2-(2-Etoxietoxi)-etanol	111-90-0	C ₆ H ₁₄ O ₃	X1	X2	X2	X2	X2	1400 -11000	vecka
Etylacetat	141-78-6	C ₄ H ₈ O ₂	X1	3900	5400	X2	X2	750 -40000	vecka
Etylendiamin-N,N',N'-tetraättiksyra	60-00-4	C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈	X1	X1	X2	X2	X2	9 -120	vecka
Fenol	108-95-2	C ₆ H ₆ O	X1	9400	520	5	X2	1,2 -130	timme
Formaldehyd	50-00-0	CH ₂ O	X1	1900	X2	500	X2	10 -350	vecka
Glutaraldehyd	111-30-8	C ₅ H ₈ O ₂	X1	X1	X2	X2	X2	15 -200	vecka
Glycerol	56-81-5	C ₃ H ₈ O ₃	X1	X1	X2	X2	X2	8000 -200000	vecka
Hydrokinon	123-31-9	C ₆ H ₆ O ₂	X1	X1	X2	X2	X2	0,8 -30	vecka
4,4'-Isopropyliden-difenol	80-05-7	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	X1	X1	X2	X2	X2	25 -300	vecka

Namn	CAS-nr	Bruttoformel	Lednät (mg/l)	Arbetsmiljö ²⁾ (mg/l)	Renings v.			Intervall	Medelvärde
					Aerob nedbr (mg/l)	Nitrif. (mg/l)	Slam (mg/l)		
Kadmium	7440-43-9	Cd	X1	X1	X2	X2	0,0005	0,025-0,3 ¹⁾	vecka
Kaliumcyanid	151-50-8	KCN	X2	X1	X2	X2	X2	0,2-15	vecka
Klor	7782-50-5	Cl ₂	X1	X2	X2	X2	X2	0,14-5	vecka
2-Klorfenol	95-57-8	C ₆ H ₅ O	X1	840	X2	0,13	X2	0,05-0,4	vecka
3-Klorfenol	108-43-0	C ₆ H ₅ O	X1	840	X2	0,13	X2	0,05-0,4	vecka
4-Klorfenol	106-48-9	C ₆ H ₅ O	X1	840	X2	0,13	X2	0,05-0,4	vecka
4-Klor-1,3-kresol	59-50-7	C ₇ H ₇ O	X1	1100	X2	X2	X2	2,5-30	vecka
Koltetraklorid	56-23-5	CCl ₄	X1	1	250	500	X2	10-2000	timme
Koppar	7440-50-8	Cu	X1	X1	X2	0,5	0,45	0,4-4,5	timme
Kresol	1319-77-3	C ₇ H ₈ O	X1	18000	500	5	X2	30-1500	timme
Kreosot	8001-58-9		X1	X1	X2	X2	X2	1,6-125¹⁾	vecka
Krom(III)	7440-47-3	Cr	X1	X1	X2	X2	0,095	8-90	vecka
Krom(VI)	18540-29-9	Cr	X1	X1	X2	X2		0,8-9	vecka
Kvikksilver	7439-97-6	Hg	X1	X2	X2	X2	0,0025	0,0015-0,02	vecka
Magnesium	7439-95-4	Mg	300	X1	X1	500	X1		vecka
Metanol	67-56-1	CH ₄ O	X1	54000	X2	X2	X2	6000-250000	vecka
Metylcyklohexan	108-87-2	C ₇ H ₁₄	X1	4	X2	X2	X2	50-12000	timme
Metylenklorid	75-09-2	CCl ₂ H ₂	X1	0,4	1750	100	X2	4-600	timme
Metyletylketon	78-93-3	C ₄ H ₈ O	X1	2300	1870	X2	X2	4000-50000	timme
Metylisobutylketon	108-10-1	C ₆ H ₁₂ O	X1	650	2600	X2	X2	1200-60000	timme
Monoklorbensen	108-90-7	C ₆ H ₅	X1	13	140	X2	X2	6-900	timme
N,N-Dimetylanilin	121-69-7	C ₈ H ₁₁ N	X1	0,2	X2	X2	X2	60-12000	timme
Naftalen	91-20-3	C ₁₀ H ₈	X1	90	X2	X2	X2	1,2-15	vecka
Natriumcyanid	143-33-9	NaCN	X1	X1	X2	1	X2	1,2-200	timme
Natriumsulfid	1313-82-2	Na ₂ S	X1	X1	X2	X2	X2	1,5-10	vecka
Nickel	7440-02-0	Ni	X1	X1	10	1	0,12	0,8-9	vecka
4-Nonylfenol	25154-52-3	C ₁₅ H ₂₄ O	X2	X1	X2	X2	0,06	2,5-50	vecka
n-Pentanol	71-41-0	C ₅ H ₈ O ₂	X1	X1	X2	X2	X2	140-7500	vecka
1-Pentylacetat	628-63-7	C ₇ H ₁₄ O ₂	X1	1200	440	X2	X2	2500-160000	timme
2-Propanol	67-63-0	C ₃ H ₈ O	X1	41000	X2	X2	X2	2000-80000	vecka
n-Propylalkohol	71-23-8	C ₃ H ₈ O	X1	48000	X2	X2	X2	7000-400000	vecka
1,2-Propandiol	57-55-6	C ₃ H ₈ O ₂	X1	790000	X2	X2	X2	14000-500000	vecka
Selen	7782-49-2	Se	X1	X1	X2	X2	X2	2-25	vecka
Silver	7440-22-4	Ag	X1	X1	X2	X2	0,01	0,1-1,3	vecka
Sulfat		SO ₄ ⁴⁻	400	X1	X1	X1	X1		
1,1,2,2-Tetrakloreten	127-18-4	C ₂ Cl ₄	X1	3	170	X2	X2	20-3000	timme
Toluen	108-88-3	C ₇ H ₈	X1	30	200	350	X2	250-45000	timme
Tributylfosfat	126-73-8	C ₅ H ₁₂ O	X1	X1	X2	X2	X2	50-1000	vecka
Trietanolamin	102-71-6	C ₆ H ₁₅ NO ₃	X1	X1	750	X2	X2	140-3500	vecka
1,1,1-Trikloretan	71-55-6	C ₂ Cl ₃ H ₃	X1	14	350	500	X2	130-25000	timme
Trikloretylen	79-01-6	C ₂ Cl ₃ H	X1	5	250	300	X2	20-3500	timme
Triklormetan	67-66-3	CCl ₃ H	X1	3	500	10	X2	1,2-150	timme
1,2,4-Trimetylbensen	95-63-6	C ₉ H ₁₂	X1	X2	X2	X2	X2	120-1300	vecka
Trimetylamin	75-50-3	C ₃ H ₉ N	X1	120	X2	100	X2	80-6000	timme
Xylen	1330-20-7	C ₈ H ₁₀ O	X1	25	X2	X2	X2	50-9000	timme
Xylenol	1300-71-6	C ₈ H ₁₀ O	X1	1500	240	X2	X2	300-80000	vecka
Zink	7440-66-6	Zn	X1	X1	X2	X2	0,9	1-12	timme ³⁾
Zinkcyanid	557-21-1	Zn(CN) ₂	X1	X1	X2	X2	X2	0,15-6	vecka
ledningsförmåga			500 mS/m						
pH			6,5 - 11						

Kommentarer

- ¹⁾ Värdet har satts med hänsyn till hälsoeffekter vid intag av fisk
(krav på att recipienten direkt ska fungera som dricksvattentäkt har ej beaktats)
 - ²⁾ Värdet är beräknat enligt ekv (1)
 - ³⁾ Zink kan eventuellt också vara hämmande för nitrifikation och aerob nedbrytning, vilket motiverar timmedelvärde.
- X1 Ämnet utgör inte något problem i detta avseende
- X2 Underlag saknas för att bristande underlag gör att inget värde kunnat tas fram
- Normalt är recipienten begränsande utom då svenska gränsvärden för slam finns.

Bilaga 2

Gränsvärden – vattenrecipient

Gränsvärdena för recipienter är beräknade enligt ekv (7)-(10). Lägsta gränsvärde är markerat med fet stil

CAS-nr	Svenskt namn	Beräknade gränsvärden (mg/l)				Intervall ²⁾ (mg/l)
		recipienttyp: varnl recip	liten, stor belastn ekv(8)	liten djup ekv(9)	litet vatten- drag ekv(10)	
60-35-5	Acetamid	740000	140000	konc	19000	19000-700000
67-64-1	Aceton	156000	30000	konc	3500	3500-150000
107-02-8	trans-Akrolein	1600	316	12500	14,3	14-1600
7664-41-7	Ammonium	1250	230	9100	60	60-1200
62-53-3	Anilin	530	100	4100	9	9-500
7440-38-2	Arsenik	0,8	0,07	1,75	0,3	0,07-0,75 ¹⁾
7440-39-3	Barium	3300	300	7400	1250	300-3000
71-43-2	Bensen	470	90	1400	2	2-450 ¹⁾
85-68-7	Bensylbutylftalat	260	45	1700	25	25-250
7439-92-1	Bly	13	1,2	30	5	1-10 ¹⁾
7440-42-8	Bor	630	55	1400	230	55-600
71-36-3	n-Butanol	9800	1900	73000	250	250-9500
78-92-2	2-Butanol	12500	2400	92000	310	300-12000
75-65-0	tert-Butanol	920	1400	37000	1400	900-1400
123-86-4	n-Butylacetat	26000	5200	83000	625	600-25000
98-54-4	4-tert-Butylfenol	1000	190	7300	50	50-1000 ¹⁾
57-12-05	cyanid, fri	0,55	0,03	0,1	0,3	0,03-0,5
110-82-7	Cyklohexan	63000	12500	125000	250	250-60000
108-91-8	Cyklohexylamin	8	1,4	50	0,75	0,7-8
117-81-7	Di(2-etylhexyl)ftalat	270	50	1700	25	25-250
111-42-2	Dietanolamin	2100	410	16000	55	50-2000
111-46-6	Dietylenglykol	480000	92000	konc	12500	12000-450000
60-29-7	Dietyleter	42000	8400	108000	300	300-40000
84-66-2	Dietylftalat	630	100	3600	85	80-600
92-52-4	Difenyl	110	20	580	1,7	1,5-100
101-84-8	Difenyleter	1300	260	7300	25	25-1300
95-50-1	o-Diklorbensen	2000	390	3900	25	25-2000
120-83-2	2,4-diklorfenol	6	1,2	45	0,2	0,2-6
124-40-3	Dimetylammin	2700	530	20000	30	30-2500
131-11-3	Dimetylftalat	5800	1100	44000	150	150-5500
84-74-2	Di-n-butylftalat	140	28	1100	3,8	3,5-140
117-84-0	Di-n-oktylftalat	10	1,7	60	1,25	1,2-10 ¹⁾
110-98-5	Dipropylen glykol	40000	3500	konc	14700	3500-40000
107-21-1	1,2-Etandiol	130000	25000	konc	5500	5000-130000
64-17-5	Etanol	600000	120000	konc	2500	2500-600000
110-80-5	2-Etoxietanol	konc	730000	konc	14000	14000-konc
111-90-0	2-(2-Etoxi)etanol	11000	1400	47000	2600	1400-11000
141-78-6	Etylacetat	40000	7800	240000	750	750-40000
60-00-4	Etylendiamin-n,n',n'-tetraättisyra	120	9	175	50	9-120
108-95-2	Fenol	130	25	1000	1,2	1,2-130
50-00-0	Formaldehyd	380	74	2900	10	10-350
111-30-8	Glutaraldehyd	200	35	1400	15	15-200
56-81-5	Glycerol	230000	43000	konc	8300	8000-200000
123-31-9	Hydrokinon	30	6	240	0,8	0,8-30
80-05-7	4,4'-Isopropyliden-difenol	300	28	670	125	25-300
7440-43-9	Kadmium	0,3	0,025	0,6	0,1	0,025-0,3 ¹⁾
151-50-8	Kaliumcyanid	15	3	120	0,2	0,2-15
7782-50-5	Klor	5	1	40	0,14	0,14-5
flera, se lista	klorfenoler 2-,3-, 4-	0,4	0,07	0,9	0,05	0,05-0,4
59-50-7	4-Klor-3-kresol	30	5,7	220	2,5	2,5-30
56-23-5	Koltetraklorid	2000	400	4100	11	10-2000
7440-50-8	koppar	4,5	0,4	10	1,7	0,4-4,5
1319-77-3	m-Kresol, o-Kresol, p-Kresol	1700	350	13000	33	30-1500
8001-58-9	Kreosot	125	25	950	1,6	1,6-125 ¹⁾
7440-47-3	Krom(III)	90	8	200	30	8-90
18540-29-9	Krom(VI)	9	0,8	20	3,3	0,8-9

CAS-nr	Svenskt namn	Beräknade gränsvärden (mg/l)				Intervall ²⁾ (mg/l)
		vanl recip	liten, stor belastn ekv(8)	liten djup ekv(9)	litet vatten- drag ekv(10)	
7439-97-6	Kvicksilver	0,02	0,0015	0,045	0,0075	0,0015-0,02
67-56-1	Metanol	250000	47000	konc	6200	6000-250000
108-87-2	Metylcyklohexan	12000	2400	28000	50	50-12000
75-09-2	Metylenklorid	625	120	1300	4	4-600
78-93-3	Metyletylketon	53000	9400	135000	4200	4000-50000
108-10-1	Metylisobutylketon	69000	13000	400000	1200	1200-60000
108-90-7	Monoklorbensen	900	180	1900	6	6-900
121-69-7	N,N-Dimetylanilin	12000	2500	28000	62	60-12000
91-20-3	Naftalen	15	2,5	65	1,2	1,2-15
143-33-9	Natriumcyanid	200	40	1600	1,2	1,2-200
1313-82-2	Natriumsulfid	10	1,5	55	1,8	1,5-10
7440-02-0	Nickel	9,5	0,8	20	3,6	0,8-9
25154-52-3	4-Nonylfenol	50	9	300	2,5	2,5-50
71-41-0	n-Pentanol	7800	1500	590000	140	140-7500
628-63-7	1-Pentylacetat	160000	30000	700000	2500	2500-160000
67-63-0	2-Propanol	82000	16000	600000	2000	2000-80000
71-23-8	n-Propylalkohol	400000	75000	konc	7000	7000-400000
57-55-6	1,2-Propandiol	500000	100000	konc	14000	14000-500000
7782-49-2	Selen	25	2	60	10	2-25
7440-22-4	Silver	1,3	0,1	3	0,5	0,1-1,3
127-18-4	1,1,2,2-Tetrakloreten	3400	670	7000	20	20-3000
108-88-3	Toluen	49000	1000	100000	250	250-45000
126-73-8	Tributylfosfat	1000	190	7300	50	50-1000
102-71-6	Trietanolamin	3800	700	28000	140	140-3500
71-55-6	1,1,1-Trikloreten	26000	5000	52000	130	130-25000
79-01-6	1,1,2-Trikloreten	3500	700	7000	20	20-3500
67-66-3	Triklormetan	170	30	350	1,2	1,2-150
95-63-6	1,2,4-Trimetylbensen	1300	230	8800	120	120-1300
75-50-3	Trimetylamin	6700	1300	44000	80	80-6000
1330-20-7	Xylen	9700	1900	22000	50	50-9000
1300-71-6	Xylenol (med olika siffror framför)	80000	16000	640000	300	300-80000
7440-66-6	Zink	13	1,2	30	5	1-12
557-21-1	Zinkcyanid	6	1,2	45	0,15	0,15-6

¹⁾ Värdet har satts med hänsyn till hälsoeffekter vid intag av fisk

²⁾ I intervallet har normalt ej alt. liten djup recipient(ekv 9) beaktats då det lett till mycket höga värden
krav på att recipienten direkt ska fungera som dricksvattentäkt har ej beaktats
konc: koncentrerat

Bilaga 3

Beräkning av gränsvärden baserat på slam

För att beräkna högsta halt i anslutet spillvatten med hänsyn till slamkvalitet har utrymmet mellan högsta halt i slam och uppskattad normal bakgrunds nivå utan industrianslutning utnyttjats (C_{samh}) i enlighet med ekv (13):

$$C_g = C_{maxslam} \cdot 1,8 / f_{proplam} - 9 C_{samh}$$

Högsta halt i slam ($C_{maxslam1}$) har uppskattats under förutsättning av en kontinuerlig spridning av 1 ton TS/ha,år under 1000 år utan att risk för störning ska uppkomma. Högsta halt i jord har beräknats i huvudsak efter underlagen i EPA (1993) och Chang m.fl.(1995), men även kompletterat med annat underlag (Hellström, 1992), som delvis är opublicerat.

Kompletteringarna har medfört vissa sänkningar jämfört med EPA (1993). Dessa haltgränser förutsätter att ingen störning ska uppkomma vad avser människa, djur och markens produktionsförmåga. För hälsoeffekter är utgångspunkten WHO:s gränsvärden för högsta intag. I tillförseln ingår även atmosfäriskt nedfall högt räknat avseende södra Skåne.

Normala halter i avloppsvatten från en tätort utan industrianslutning har inte varit tillgängliga för utredarna vad avser arsenik och molybden. För dessa metaller har det förutsatts att halten i industrispillvatten är 50 ggr halten i spillvatten utan industrianslutning. Underlag för att uppskatta $f_{proplam}$ (andel som hamnar i slammet) härrör från senare opublicerat material från ett antal svenska reningsverk kompletterat med engelska och amerikanska uppgifter. Tidigare svenska uppgifter rapporterat inom SWEP-projektet har även utnyttjats. Man får emellertid betänka att $f_{proplam}$ inte är oberoende av halt. Antagna värden är något i överkant med hänsyn till de halter som förekommer. Beräkningsunderlagen framgår av tabell 3:1.

Tabell 3:1. Beräkningsunderlag och beräknat gränsvärde med hänsyn till risker

	$f_{proplam}$	C_{samh}	$C_{maxslam1}$	C_g
Ämne	andel i slam	$\mu\text{g/l}$	Mg/kg	$\mu\text{g/l}$
Ag	0,95	0,6	15	20
As	0,15		18	180
B	0,20	8	5800	52000
Cd	0,65	0,3	12	30
Cr	0,70	6,5	2900	7400
Cu	0,85	42	1400	2500
Hg	0,60	0,4	10	25
Mo	0,65		5	12
Ni	0,35	7	390	1900
Pb	0,95	3	160	250
Zn	0,85	85	2500	4500

$C_{maxslam1}$: max slamhalt (enl mg/kg) om spridning 1 ton/ha,år och 1000 år.

Nu finns det gränsvärden för högsta halt i slam ($C_{maxslam2}$) för 7 tungmetaller enligt förordning (1998:944), vilket gör att beräknade gränsvärdena för dessa metaller ej kan tillämpas.

Gränsvärdena avser metallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink. För dessa metaller finns även en kungörelse (SNFS 1994:2) som anger högsta tillförsel uttryckt i g/ha,år. Begränsningarna enligt denna kungörelse medför mer restriktiva gränser än

förordningen. I utnyttjandet av dessa begränsningar av högsta tillförsel har det förutsatts att det sprids 0,7 ton/ha,år (C_{maxslam3}) respektive 1 ton/ha,år (C_{maxslam4}) i genomsnitt. I slamöverenskommelsen finns även ett gränsvärde för nonylfenol. För dessa ämnen blir högsta halt i slam enligt tabell 3:2.

Tabell 3:2. Högsta halt i slam enligt regelverk

	C_{maxslam2}	C_{maxslam3}	C_{maxslam4}
Ämne	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Cd	2	1	0,75
Cr	100	60	40
Cu	600	400	300
Hg	2,5	2	1,5
Ni	50	35	25
Pb	100	35	25
Zn	800	800	600
Nonylfenol	50		

C_{maxslam2} : max slamhalt (enl max mg/kg)

C_{maxslam3} : max slamhalt (enl max g/ha,år) om spridning 0,7 ton/ha,år,

C_{maxslam4} : max slamhalt (enl max g/ha,år) om spridning 1 ton/ha,år

Nonylfenol inkluderar etoxylater

Med dessa förutsättningar enligt tabell 3:2 och underlagen i tabell 3:1 blir gränsvärdena, som framgår av tabell 3:3.

Tabell 3:3. Beräknade gränsvärden med hänsyn till kungörelser och förordningar

beräknade gränsvärden C_g enligt:

	C_{maxslam2}	C_{maxslam3}	C_{maxslam4}
Ämne	C_g (µg/l)	C_g (µg/l)	C_g (µg/l)
Cd	3	0,5	-0,2
Cr	200	95	45
Cu	850	450	250
Hg	4	2,5	1,3
Ni	190	120	65
Pb	160	40	20
Zn	900	900	500
nonylfenol	60		

Som framgår av tabell 3:3 kan kombinationen högsta metaltillförsel och slamgiva av 1 ton/ha,år bli svår att nå. För kadmium är det helt enkelt omöjligt. Av denna anledning förordas här gränsvärden för de 7 metallerna beräknade baserat på en slamgiva av 0,7 ton TS/ha,år i genomsnitt. Förordade gränsvärden baserat på slam framgår av tabell 3:4.

Tabell 3:4. Förordade gränsvärden

	gränsvärde
Ämne	C_g ($\mu\text{g/l}$)
Ag	20
As	180
B	52000
Cd	0,5
Cr	95
Cu	450
Hg	2,5
Mo	12
Ni	120
Pb	40
Zn	900
nonylfenol	60

Som nämnts ovan utgår beräkningarna från genomsnittlig bakgrunds nivå i avloppsvatten exklusive industri. I det här fallet medför bakgrunds nivån en kopparhalt i slam på ca 200 mg/kg. Denna bakgrunds nivå överskrider i många va-system med hårdare vatten, pga ökat utläckage av koppar från kopparledningar i fastigheter. I de fall man har en dubblerad halt koppar orsakad av hushållsspillvatten, dvs C_{samh} är ca 80 $\mu\text{g/l}$, blir halten i slam utan annat spillvatten ca 400 mg/kg. Då finns ingen marginal för att acceptera annat spillvatten som ligger högre, dvs C_g blir 80 $\mu\text{g/l}$.

Om halten koppar i hushållsspillvatten skulle ligga än högre faller slamspridning som alternativ om full P-giva ska spridas, dvs 0,7 ton TS/ha,år. Det betyder att hela listan enligt tabell 3:4 utgår. Gränsvärden för metaller får då sättas helt utgående från de andra begränsningarna, dvs pga vattenrecipient, reningsprocesser mm.

Referenser

A.C. Chang, A.L. Page och T. Asano, 1995, developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. World Health Organisation, WHO/EOS/95.20, Geneve.

EPA, 1993, Technical support documents for 40 CFR Part 503. Land application of sewage sludge. Springfield, Virginia, National Technical Information Service.

Hellström T. 1992. Slamgödsling av åkermark – kvalitetsaspekter. Elmia water 92, V3 Kommunal avloppsvattenhantering – Systemutveckling, teknikutveckling. 10-13 mars 1992.

Bilaga 4

Dataunderlag för fastställande av gränsvärden

(Översikter och databaser)

Alabaster J.S., 1982. Water quality criteria for freshwater fish.

Arbetskyddsnämnden: Kemiska ämnen Tryckt version och CD-ROM. Version 5.0.

Arbetskyddsstyrelsen. 1996. Hygieniska gränsvärden. AFS 1996:2.

von Bahr L. 1993. Ekotoxikologiska faktabaser. KemI rapp nr 8/93.

Buschmann H.-J., Schollmeyer E. o. Krefeld. Möglichkeiten der Teilstromentsorgung in der Textilveredlungsindustrie im Hinblick auf die Einhaltung der Werte aus dem 38. Anhang zur Allgemeinen Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift. Korr Abwasser 208-216.

A.C. Chang, A.L. Page och T. Asano, 1995, Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. World Health Organisation, WHO/EOS/95.20, Geneve.

Dellien. I. 1996. Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. VAV, VA-forsk rapp nr 1996:09.

EEC. 1994. EEC water quality objectives for chemicals dangerous to aquatic environments (List 1). Reviews of environmental contamination and toxicology. Vol 137, s 83-110.

EIFAC. 1987. Water quality criteria for European freshwater fish. Techn. Paper 37 rev 1. Rom.

ECETOC, 1993. Environmental hazard assessment of substances. Technical report no 51.

ECIDIN (Environmental chemicals data and information network). tillgängl. via www.kemi.se.

ENVIROFATE, EPA o. Syracuse Research Corporation. (via KTH:s o. LU:s bibl.) envirofate EPA Water quality criteria

Enviromega. 1992/93. TOXCHEM User's guide. Fate of toxics in wastewater treatment plants. Version 1.1. Enviromega ltd. Burlington, Ont. Kanada.

EG - direktiv (flera) om utsläpp av vissa farliga ämnen som ingår i förteckning 1 i bilagan till direktiv 76/464/EEG

EPA Water Quality Criteria for water 1986. U.S. EPA, 440/5-86-001, PB87-226759.

EPA, ECOTOX (ECOLOGICAL TOXICITY Database), Mid-Continent Ecology Division (MED), EPA, Duluth, MN.

EPA:Chemicals in the Environment: OPPT Chemical Fact Sheets (Kan hämtas på Internet, <http://www.epa.gov/opptintr/>)

EPA, ASTER (Assessment Tool for the Evaluation of Risk), Mid-Continent Ecology division, EPA, Duluth, MN. via KTH:s o. LU:s bibl.

EPA, 1993, Technical support documents for 40 CFR Part 503. Land application of sewage sludge. Springfield, Virginia, national technical information Service.

European Commission, 1996. International Uniform Chemical Information Database (IUCLID). Ed 1. European Chemicals Bureau, European Commission joint research centre.

Geyer H.J., Scheunert I., Bruggemann R., Steinberg C., Korte F., o. Kettrup A., 1991. QSAR for organic chemical bioconcentration in Daphnia algae and mussels. The science of the total environment. 109/110, 387-394.

Grüttner H. Munk L. Pedersen F. o. Tørsløv J., 1994. Regulating specific organic substances and heavy metals in industrial wastewater discharged to municipal wastewater treatment plants. Wat sci. tech., 29 (9), 55-67.

Howard P.H., Boethling R.S., Jarvis W.F., Meylan W.M. o. Michalenko E.M. 1991. Handbook of environmental degradation rates. Lewis publ.

Howard P.H. 1989- 1991. Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Vol 1-3. Lewis publ.

Howells G. 1994. Water quality criteria for freshwater fish. Gordon & Breach sci. publ.

HSDB (hazardous substances data bank). <http://toxnet.nlm.nih.gov/servelets/simple-search>

Irmer U., Rocker W. o. Blondzik. Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung.

Irmer U., Markard C., Blondzik K., Gottschalk C., Kussatz C., Rechenberg B. o. Schudoma D., 1995. Quality targets for concentrations of hazardous substances in surface waters in Germany. Ecotoxicology and environ. safety. 32, 233-243.

Johansson, H. och Zimerson, E. Tox-Info Handboken. Del 1 – 2 +6. ToxInfo AB. Lund 1993.

KEBO, R-fraser. KEBO Katalog över laboratorieprodukter.

Kemikalieinspektionen. 1995. Hazard Assessment. KemI report nio 12/95.

Kemikalieinspektionen. 1998. OBS-listan. Uppl 2. KemI

Lewis Sr R.J., 1992. Sax's Dangerous properties of industrial materials. Vol I-III, 8th ed. van Nostrand Reinhold.

Lyman W.J., Reehl W.F. o. Rosenblatt D.H. 1991. Handbook of chemical property estimation methods. McGraw-Hill. NY.

Mackay D m.fl. 1992. Illustrated Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Vol 1-4, Lewis publ. US.

Mainz W.G. Richtlinien vorschlag der EG für die Ableitung von vier Chlorkohlenwasserstoffen. Korrespondenz Abwasser 410-412.

McKee J. 1987. Water quality criteria for European freshwater fish. Food & agricult org.

Miljøstyrelsen, 1994, Industrispildevands miljøfarlighed. Miljøproj nr 260.

Miljøstyrelsen, 1995, Fate model for organic chemicals in sewage treatment plants. Environ. proj.no 308.

Miljøstyrelsen. 1998. List of undesirable substances. Environmental review. No 7. 1998, Danish environ. prot agency.

Miljøstyrelsen. 1994. Miljøfremmede stoffer i renseanlæg. Miljøprojekt nr 278.

Namkung E. O. Rittman B.E. 1987. Estimating volatile organic compound emissions from publicly owned treatment works. J WPCF, 59 (7), 670-678

Neergaard Jacobsen B. 1990. Wastewater quality standards in European countries. EWPCA sept 1990.

Nordiska Ministerrådet. 1997. Environmental hazard classification (EHC). Tema Nord, Köpenhamn. 1997:549.

Nordiska Ministerrådet. 1992. Health effects of selected chemicals – vol 1. Köpenhamn, Nord, 1992:6.

Rennerfelt J. 1990. Nitrifikationshämmande substanser, Litteraturstudie. Kvävereduktion vis kommunala avloppsreningsverk, nr 6. Naturvårdsverket rapport 3726.

Richardson M. o. Gangolli S., 1991-1995. Dictionary of substances and their effects. Royal Soc. of Chemistry. Cambridge.

Roux D.J., Jooste S.H.J. o. MacKay H.M., 1996. Substance-specific water quality criteria for the protection of South African freshwater ecosystems: methods for derivation and initial results for some inorganic toxic substances. South african j of science. 92, 198-206.

Sun B., Nirmalakhandan N., Hall E. Wang X.H., Prakash J. o. Maynes R. 1994. Estimating toxicity of organic chemicals to activated-sludge microorganisms. J. environ. eng., 120 (6), 1459-1469.

Train R.E. 1979. Quality criteria for water. Castle house publ.

VAV, 1983. Industriavlopp – gränsvärden. VAV M 20. 23 sid. Stockholm.

Verschuere K. 1997. Handbook of environmental data on organic chemicals. van Nostrand Reinhold. NY

Bilaga 5

CAS-lista

Ämnen i ordning efter CAS-nummer

CAS-nr	Namn	CAS-nr	Namn	CAS-nr	Namn
50-00-0	Formaldehyd	95-57-8	2-Klorfenol	123-86-4	n-Butylacetat
56-23-5	Koltetraklorid	95-63-6	1,2,4-Trimetylbensen	124-40-3	Dimetylamín
56-81-5	Glycerol	95-65-8	Xylenol (3,4-Xylenol)	126-73-8	Tributylfosfat
57-12-5	Cyanid (fri)	95-87-4	Xylenol (2,5-Xylenol)	127-18-4	1,1,2,2-Tetrakloreten
57-55-6	1,2-Propandiol	98-54-4	4-tert-Butylfenol	131-11-3	Dimetylftalat
59-50-7	4-Klor-3-kresol	101-84-8	Difenyleter	141-78-6	Etylacetat
60-00-4	Etylendiamin- n,n',n'-tetraättiksyra	102-71-6	Trietanolamin	143-33-9	Natriumcyanid
60-29-7	Dietyleter	102-71-6	Trietanolamin	151-50-8	Kaliumcyanid
60-35-5	Acetamid	105-67-9	Xylenol (2,4-Xylenol)	526-75-0	Xylenol (2,3-Xylenol)
62-53-3	Anilin	106-44-5	Kresol (p-Kresol)	557-21-1	Zinkcyanid
64-17-5	Etanol	106-48-9	4-Klorfenol	576-26-1	Xylenol (2,6-Xylenol)
67-56-1	Metanol	107-02-8	trans-Akrolein	628-63-7	1-Pentylacetat
67-63-0	2-Propanol	107-21-1	1,2-Etandiol	1300-71-6	Xylenol (m siffror)
67-64-1	Aceton	108-10-1	Metylisobutylketon	1313-82-2	Natriumsulfid
67-66-3	Triklormetan	108-39-4	Kresol (m-Kresol)	1319-77-3	Kresol
71-23-8	n-Propylalkohol	108-43-0	3-Klorfenol	1330-20-7	Xylen
71-36-3	n-Butanol	108-68-9	Xylenol (3,5-Xylenol)	7439-92-1	Bly
71-41-0	n-Pentanol	108-87-2	Metylcyklohexan	7439-97-6	Kviksilver
71-43-2	Bensen	108-88-3	Toluen	7440-02-0	Nickel
71-55-6	1,1,1-Trikloreten	108-90-7	Monoklorbensen	7440-22-4	Silver
75-09-2	Metylenklorid	108-91-8	Cyklohexylamin	7440-38-2	Arsenik
75-50-3	Trimetylamín	108-95-2	Fenol	7440-39-3	Barium
75-65-0	tert-Butanol	110-80-5	2-Etoxietanol	7440-43-9	Kadmium
78-92-2	2-Butanol	110-82-7	Cyklohexan	7440-47-3	Krom(III)
78-93-3	Metyletylketon	110-98-5	Dipropylenglykol	7440-47-3	Krom(VI)
79-01-6	Trikloretalen	111-30-8	Glutaraldehyd	7440-50-8	Koppar
80-05-7	4,4'-Isopropyliden- difenol	111-42-2	Dietanolamin	7440-66-6	Zink
84-66-2	Dietylftalat	111-46-6	Dietylglykol	7664-41-7	Ammoniak
84-74-2	Di-n-butylftalat	111-90-0	2-(2-Etoxietoxi)-etanol	7782-49-2	selen
85-68-7	Bensylbutylftalat	117-81-7	Di(2-etylhexyl)ftalat	7782-50-5	Klor
91-20-3	Naftalen	117-84-0	Di-n-oktylftalat	8001-58-9	Kreosot
92-52-4	Difenyl	120-83-2	2,4-diklorfenol	25154-52-3	4-Nonylfenol
95-48-7	Kresol (o-Kresol)	121-69-7	n,n-Dimetylanilin	71975-58-1	Xylenol (2,4/2,5-)
95-50-1	o-Diklorbensen	123-31-9	Hydrokinon		

Bilaga 6

Synonymlista

Acetoxietan	se Etylacetat (141-78-6)	Cyklohexylmetan	se Metylcyklohexan (108-87-2)
Acetyltriklorid	se Triklöretylen (79-01-6)	Dietylenglykoleter	se 2-(2-Etoxietoxi)-etanol (111-90-0)
Akrylaldehyd	se trans-Akrolein (107-02-8)	Dietylenglykoletyleter	se 2-(2-Etoxietoxi)-etanol (111-90-0)
Aminobensen	se Anilin (62-53-3)	Dietyloxid	se Dietyleter (60-29-7)
Aminocyklohexan	se Cyklohexylamin (108-91-8)	1,4-Difenol	se Hydrokinon (123-31-9)
Aminoheksahydrobenzen	se Cyklohexylamin (108-91-8)	2,2-Di(4-fenylol)propan	se 4,4'-Isopropylidendifenol (80-05-7)
n-Amylacetat	se 1-Pentylacetat (628-63-7)	Diglykolmonoetyleter	se 2-(2-Etoxietoxi)-etanol (111-90-0)
n-Amylalkohol	se n-Pentanol (71-41-0)	2,2'-Dihydroxidietylamin	se Dietanolamin (111-42-2)
Amyletanat	se 1-Pentylacetat (628-63-7)	1,2-Dihydroxietan	se 1,2-Etandiol (107-21-1)
Amylettikester	se 1-Pentylacetat (628-63-7)	2,2'-Dihydroxietyleter	se Dietylenglykol (111-46-6)
(6)Annulen	se Bensen (71-43-2)	1,2-Dihydroxiopropan	se 1,2-Propandiol (57-55-6)
Bensenamin	se Anilin (62-53-3)	1,2-Diklorbensen	se o-Diklorbensen (95-50-1)
1,4-Bensendiol	se Hydrokinon (123-31-9)	2,4-Diklorhydroxibensen	se 2,4-diklorfenol (120-83-2)
Bensenklorid	se Monoklorbensen (108-90-7)	1,1-Diklor-2-kloreten	se Triklöretylen (79-01-6)
1,1'-Bifenyl	se Difenyl (92-52-4)	1,1-Diklor-2-kloretylen	se Triklöretylen (79-01-6)
Bifenyloxid	se Difenyleter (101-84-8)	Diklormetan	se Metylenklorid (75-09-2)
Bis(2-etylhexyl)-1,2-bensen-dikarboxylat	se Di(2-etylhexyl)ftalat (117-81-7)	1,3-/1,2-/1,4-Dimetylbenzen	se Xylen
Bis(2-etylhexyl)ftalat	se Di(2-etylhexyl)ftalat (117-81-7)	Dimetyl-1,2-bensendikarboxylat	se Dimetylftalat (131-11-3)
Bis(2-Hydroxietyl)amin	se Dietanolamin (111-42-2)	1,1-Dimetyletanol	se tert-Butanol (75-65-0)
Bis(2-Hydroxietyl)eter	se Dietylenglykol (111-46-6)	4(1,1-Dimetyletyl)fenol	se 4-tert-Butylfenol (98-54-4)
2,2-Bis(4-hydroxietyl)propan	se 4,4'-Isopropylidendifenol (80-05-7)	4,4'-Dihydroxidifenyl-2,2-propan	se 4,4'-Isopropylidendifenol (80-05-7)
Bisfenol A	se 4,4'-Isopropyliden-difenol (80-05-7)	4,4'-Dihydroxidifenylmetan	se 4,4'-Isopropylidendifenol (80-05-7)
Butanon	se Metyletylketon (78-93-3)	n,n-Dimetylanilin	se n,n-Dimetylanilin
1-Butylalkohol	se n-Butanol (71-36-3)	2,3/2,6/2,4/4,6/2,5/3,6-Dimetylifenol	se Xylenol (1300-71-6)
tert-Butylalkohol	se tert-Butanol (75-65-0)	Dimetylformaldehyd	se Aceton (67-64-1)
Butyletanat	se n-Butylacetat (123-86-4)	Dimetylkarbinol	se 2-Propanol (67-63-0)
Butyletanoat	se n-Butylacetat (123-86-4)	Dimetylketon	se Aceton (67-64-1)
Butylfen,	se 4-tert-Butylfenol (98-54-4)	Dioktyl-1,2-bensendikarboxylat	se Di-n-oktylftalat (117-84-0)
Butylfenylmetyl-1,2-bensendikarboxylat	se Bensylbutylftalat (85-68-7)	3,6-Dioxa-1-oktanol	se 2-(2-Etoxietoxi)-etanol (111-90-0)
n-Butylkarbinol	se n-Pentanol (71-41-0)	1,4-Dioxobensen	se Hydrokinon (123-31-9)
Cellosolv	se 2-Etoxietanol (110-80-5)	Di-sek-oktylftalat	se Di(2-etylhexyl)ftalat (117-81-7)
Cyankalium	se Kaliumcyanid (151-50-8)		
Cyklohexanamin	se Cyklohexylamin (108-91-8)		

EDTA	se Etylendiamin-N,N',N'-tetraättiksyra (60-00-4)	Ftalsyrametylester	se Dimetylfthalat (131-11-3)
Etanaldehyd	se trans-Akrolein (107-02-8)	Glycerin	se Glycerol (56-81-5)
Etanamid	se Acetamid (60-35-5)	Glykol	se 1,2-Etandiol (107-21-1)
Etenalkohol	se 1,2-Etandiol (107-21-1)	Glykoleter	se Dietylenglykol (111-46-6)
Etendiamintetraacetat	se Etylendiamin-N,N',N'-tetraättiksyra (60-00-4)	Hexahydroanilin	se Cyklohexylamin (108-91-8)
Etendihydrat	se 1,2-Etandiol (107-21-1)	Hexahydrobensen	se Cyklohexan (110-82-7)
Etendinitrilotetraättiksyra	se Etylendiamin-N,N',N'-tetraättiksyra (60-00-4)	Hexahydrobensenamin	se Cyklohexylamin (108-91-8)
Etenglykol	se 1,2-Etandiol (107-21-1)	Hexahydrotoluen	se Metylcyklohexan (108-87-2)
Etenglykoleter	se 2-Etoxietanol (110-80-5)	Hexametylen	se Cyklohexan (110-82-7)
Etentetraklorid	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)	Hexanaften	se Cyklohexan (110-82-7)
Etentriklorid	se Triklöretylen (79-01-6)	Hexanon (isomer II)	se Metylisobutylketon (108-10-1)
Eter	se Dietyleter (60-29-7)	1-Hydroxibutan	se n-Butanol (71-36-3)
Etoxietan	se Dietyleter (60-29-7)	2-Hydroxibutan	se 2-Butanol (78-92-2)
Ettiksyraetylester	se Etylacetat (141-78-6)	4-Hydroxifenol	se Hydrokinon (123-31-9)
Etylalkohol	se Etanol (64-17-5)	2-Hydroxiopropan	se 2-Propanol (67-63-0)
Etylcellosolv	se 2-Etoxietanol (110-80-5)	1-Hydroxi-2,3/2,5/2,6/3,6/4,6-Dimetylfenol	se Xylenol (1300-71-6)
Etylen-1,1,2,2-tetraklorid	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)	Hydroxieter	se 2-Etoxietanol (110-80-5)
Etylenalkohol	se 1,2-Etandiol (107-21-1)	1-Hydroxiopropan	se n-Propanol (71-23-8)
Etylenglykol	se 1,2-Etandiol (107-21-1)	2/3/4-Hydroxitoluen	se Kresol (1319-77-3)
Etylentriklorid	se Triklöretylen (79-01-6)	2(2-Hydroxi-etylamin)etanol	se Dietanolamin (111-42-2)
Etyletanat	se Etylacetat (141-78-6)	1-Hydroxi-2/3/4-metylbensen,	se Kresol (1319-77-3)
Etyleter	se Dietyleter (60-29-7)	1-Hydroxi-4-tert-butylbensen	se 4-tert-Butylfenol (98-54-4)
Etylfthalat	se Dietylfthalat (84-66-2)	2,2'-Iminobisetanol	se Dietanolamin (111-42-2)
Etylkarbinol	se n-Propanol (71-23-8)	2,2'-Iminodietanol	se Dietanolamin (111-42-2)
Etylmetylkarbinol	se 2-Butanol (78-92-2)	Karbinol	se Metanol (67-56-1)
Etylmetylketon	se Metyletylketon (78-93-3)	Karbitol	se 2-(2-Etoxietoxi)-etanol (111-90-0)
Fenoxibensen	se Difenyleter (101-84-8)	Karbolsyra	se Fenol (108-95-2)
Fenylamin	se Anilin (62-53-3)	beta-Kinol	se Hydrokinon (123-31-9)
Fenylbensen	se Difenyl (92-52-4)	1-Klor-2,2-dikloreten	se Triklöretylen (79-01-6)
1,3-Fenylendiklorid	se o-Diklorbensen (95-50-1)	1-Klor-2,2-dikloretylen	se Triklöretylen (79-01-6)
o-Fenylendiklorid	se o-Diklorbensen (95-50-1)	Klorform	se Triklormetan (67-66-3)
1,4-Fenylendioli	se Hydrokinon (123-31-9)	Klorgas	se Klor (7782-50-5)
Fenyleter	se Difenyleter (101-84-8)	1-Klor-2-hydroxibensen	se 2-Klorfenol (95-57-8)
Fenylhydrid	se Bensen (71-43-2)	1-Klor-3-hydroxibensen	se 3-Klorfenol (108-43-0)
Fenylklorid	se Monoklorbensen (108-90-7)	1-Klor-4-hydroxibensen	se 4-Klorfenol (106-48-9)
Fenylmetan	se Toluen (108-88-3)	6-Klor-3-hydroxitoluen	se 4-Klor-1,3-kresol (59-50-7)
Formyltriklorid	se Triklormetan (67-66-3)	4-Klor-3-metylfenol	se 4-Klor-1,3-kresol (59-50-7)
Ftalsyradioktylester	se Di(2-etylhexyl)ftalat (117-81-7)	Kloroform	se Triklormetan (67-66-3)

2-Klor-5-metylfenol	se 4-Klor-1,3-kresol (59-50-7)	2,2'-Oxidietanol	se Dietylglykol (111-46-6)
Kolbiklorid	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)	2/3/4-Oxitoluen	se Kresol (1319-77-3)
Koldiklorid	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)	1,5-Pentandial	se Glutaraldehyd (111-30-8)
2/3/4-Kresol	se Kresol (1319-77-3)	1,5-Pentandion	se Glutaraldehyd (111-30-8)
3-Kresylsyra	se Kresol (1319-77-3)	n-Pentylalkohol	se n-Pentanol (71-41-0)
psi-Kumen	se 1,2,4-Trimetylbensen (95-63-6)	Perkloreten	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)
Metanal	se Formaldehyd (50-00-0)	Perkloretylen	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)
Metandiklorid	se Metylenklorid (75-09-2)	Perklormetan	se Koltetraklorid (56-23-5)
Metanklorid	se Triklormetan (67-66-3)	2-Propanon	se Aceton (67-64-1)
Metantetraklorid	se Koltetraklorid (56-23-5)	2-Propenal	se trans-Akrolein (107-02-8)
Metylaceton	se Metyletylketon (78-93-3)	2-Propylaceton	se Metylisobutylketon (108-10-1)
Metylalkohol	se Metanol (67-56-1)	2-Propylalkohol	se 2-Propanol (67-63-0)
Metylbensen	se Toluen (108-88-3)	1,2,3-Propantriol	se Glycerol (56-81-5)
Metyletenglykol	se 1,2-Propandiol (57-55-6)	1-Propylalkohol	se n-Propanol (71-23-8)
2/3/4-Metylfenol	se Kresol (1319-77-3)	Propylenaldehyd	se trans-Akrolein (107-02-8)
Metylfthalat	se Dimetylfthalat (131-11-3)	1,2-Propylenglykol	se 1,2-Propandiol (57-55-6)
1-Metyl-4-hydroxibensen	se Kresol (1319-77-3)	Propylkarbinol	se n-Butanol (71-36-3)
4-Metyl-1-hydroxibensen	se Kresol (1319-77-3)	Propylmetanol	se n-Butanol (71-36-3)
Metylkarbinol	se Etanol (64-17-5)	Stenkolstjära	se Kreosot (8001-58-9)
Metylketon	se Aceton (67-64-1)	1,1,2,2-Tetrakloretylen	se 1,1,2,2-Tetrakloreten (127-18-4)
3-Metyl-4-klorfenol	se 4-Klor-1,3-kresol (59-50-7)	Tetraklormetan	se Koltetraklorid (56-23-5)
Metylkloroform	se 1,1,1-Trikloreten (71-55-6)	1,1,2-Trikloreten	se Trikloretylen (79-01-6)
6-Metyl-1,3-kresol	se Xylenol (1300-71-6)	Tri(hydroxietyl)amin	se Trietanolamin (102-71-6)
4-Metyl-2-pentanon	se Metylisobutylketon (108-10-1)	Trietylolamin	se Trietanolamin (102-71-6)
N-Metylmetanamin	se Dimetylamin (124-40-3)	Trihydroxitrietylamin	se Trietanolamin (102-71-6)
2-Metyl-4-pentanon	se Metylisobutylketon (108-10-1)	1,2,3-Trihydroxiopropan	se Glycerol (56-81-5)
1-Metyl-1propanol	se 2-Butanol (78-92-2)	1,2,5-Trimetylbensen	se 1,2,4-Trimetylbensen (95-63-6)
2-Metyl-2-propanol	se tert-Butanol (75-65-0)	asym-Trimetylbensen	se 1,2,4-Trimetylbensen (95-63-6)
o-/m-/p-Metyltoluen	se Xylen	Trimetylglykol	se 1,2-Propandiol (57-55-6)
Metyltriklorid	se Triklormetan (67-66-3)	CAS äv. 25433-69-4	se tert-Butanol (75-65-0)
Metyltriklormetan	se 1,1,1-Trikloreten (71-55-6)	Trimetylkarbinol	se Trietanolamin (102-71-6)
Monohydroximetan	se Metanol (67-56-1)	Tris(2-hydroxietyl)amin	se Metanol (67-56-1)
Monopropylenglykol	se 1,2-Propandiol (57-55-6)	Träspnit	se Zinkcyanid (557-21-1)
Naftalin	se Naftalen (91-20-3)	Zinkdicyanid	se Zink 7440-66-6)
2,2',2''-Nitrilotrietanol	se Trietanolamin (102-71-6)	zinkpulver-zinkdamm	se Etylacetat (141-78-6)
3-Oxapentan-1,5-diol	se Dietylglykol (111-46-6)	Ättiketer	se Acetamid (60-35-5)
Oxibensen	se Fenol (108-95-2)	Ättiksyraamid	se Acetamid (60-35-5)
2,2'-Oxibisetanol	se Dietylglykol (111-46-6)	Ättiksyra-n-butylester	se n-Butylacetat (123-86-4)

Bilaga 7

Karakteristik av olika kemiska ämnesgrupper

1. Allmänt

I litteratur, som behandlar påverkan av kemiska produkter som används i samhället t ex ”Bra Kemval” och riktvärdeslistor för anslutning av industriavlopp till kommunala nät finns beskrivningar av olika ämnesgruppers påverkan på reningsprocesser och miljö.

Generella bedömningar för olika ämnesgrupper kan inte ensamma ligga till grund för krav på industriavloppsvattnets sammansättning eller avtal med industrin. Även ämnen inom samma grupp kan ha olika nedbrytningsegenskaper och toxicitet. Därför krävs en riskbedömning av varje vatten med dess ingående ämnen.

En beskrivning av de olika ämnesgrupperna kan däremot vara av värde som en indikation på att man bör gå mer i detalj och använda gränsvärden för de olika ämnena eller i speciella fall beräkna värdena på det sätt som beskrivs i Kap. 5 och 6.

I det följande ges beskrivningar av oorganiska och organiska ämnesgrupper. Texten baserar sig bl.a. på motsvarande texter i Stockholm Vattens anvisning "Riktlinjer för bedömning av industriellt avloppsvatten" från 1998 och "Bra Kemval" version 2, 1998.

2 Ämnesgrupper

2.1. Metaller

Metaller i för höga koncentrationer kan störa de mikroorganismer, som deltar i de biologiska processerna vid avloppsvattenbehandlingen. En varierande andel av metallerna övergår i slamfasen och följer således med det slam som läggs ut på jordbruksmark.

Gränsvärden har satts både för metallhalten i slam som får saluhållas och överlätas för jordbruksändamål och för den årliga mängd metaller som högst får tillföras åkermark vid användning av avloppsslam. (SFS 1998:944 och SNFS 1994:2)

Sedan 1995 finns en överenskommelse mellan Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska Vatten- och avloppsverksföreningen och Naturvårdsverket ("Slamöverenskommelsen", Rapport 4418) om ett antal åtgärder och försiktighetsmått som ska vidtas för att förhindra att oönskade kemikalier och ämnen leds till avloppssystemet. I rapporten anges också hur lång tid som bör gå mellan gödsling med slam och skörd av grödan samt restriktioner när det gäller val av gröda.

För metallinnehåll i slam gäller, enligt SFS 1998:944 20§ (Förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter) följande gränsvärden för saluhållande och överlåtande av avloppsslam för jordbruksändamål (ersätter

SFS 1985:840 med ändringar SFS 1993:1271). I SNFS1994:2 anges gränser i form av g/ha,år, vilket även påverkar högsta slamhalter.

Metall	mg/kg torrsubstans
Bly	100
Kadmium	2
Koppar	600
Krom	100
Kviksilver	2,5
Nickel	50
Zink	800

I Stockholmsverkens och GRYAABs "Råd och regler" utgivna år 2000 anges vissa **varningsvärden** för parametrar som negativt kan påverka avloppsvattenreningen och slammet:

Detta innebär att om halterna överskrids, kan krav ställas på interna reningsåtgärder före utsläpp till det allmänna avloppsnätet. Värdena är alltså inte rikt- eller gränsvärden i miljöbalkens mening.

Högre metallhalter bör kunna tillåtas i processavloppsvattnen under förutsättning att de totala utgående mängderna inte ökar, till exempel om ett företag vidtar vattenbesparande åtgärder. Halterna får dock inte vara så höga att reningsprocesserna i avloppsreningsverket riskerar att störas.

2.2. Organiska ämnen

En redogörelse för viktiga organiska ämnesgrupper finns i BRA KEMVAL, kap. B1 - B11 (sid. 49 - 90). Vissa ämnesgrupper har behandlats i den tidigare och den nu gällande "Stockholmslistan". Grupper av ämnen, som används inom industrin beskrivs också i TOX-INFO HANDBOKEN. Dessa skrifter har utgjort huvudunderlaget för avsnitt 2.2.

Alkoholer

Alkoholer är en grupp vanligt förekommande lösningsmedel med varierande effekter och giftighet. De flesta är behandlingsbara, men kan påverka reningen genom sin syrekonsumtion. Några exempel är etanol och n-butanol. Tert-butanol är svårnedbrytbart.

Etanol har bedömts som ett icke miljöfarligt ämne. Detta utesluter inte att tillfälliga större utsläpp eller ofta upprepade mindre utsläpp kan ha skadlig eller störande inverkan på miljön. Etanolen bryts lätt ner i den anoxiska zonen i en biologisk reningsanläggning. Stora utsläpp av etanol ger en hög syrekonsumtion och kan leda till låga syrehalter i ett luftningssteg.

Till alkoholerna hör också **glykolerna**. Exempel på en glykol som kan behandlas i ett kommunalt verk är monoetylglykol (antifrysmedel för bilkylare). Monoetylglykol och propylylglykol har vanligen toxicitetsnivåer som ligger högt, d v s de är mindre giftiga. Detta utesluter inte att tillfälliga större utsläpp eller ofta upprepade mindre utsläpp kan ha skadlig eller störande inverkan på miljön

Måttliga utsläpp (t.ex. ett läckage från en säkerhetsventil eller liknande) till avloppsreningsverken anses i allmänhet inte utgöra någon fara under förutsättning att glykolen inte innehåller kemikalietillsatser som kan vara miljöskadliga eller på annat sätt är förorenad. Ren dumpning skall dock aldrig ske. Korrosionsinhibitorer och andra tillsatser till glykolen kan dock hämma nitrifikationen. Därför är det klart olämpligt att släppa förbrukad kylarglykol till avloppsnätet. Dietylglykol är behandlingsbar i begränsad omfattning.

Estrar, aldehyder och ketoner

Ämnena i dessa grupper används framförallt som lösningsmedel och mjukgörare.

De flesta ämnen i denna grupp är behandlingsbara i begränsad omfattning, dvs. behandlingsbarheten är avhängig av koncentrationen. Många av dessa ämnen är flyktiga och utsläppet kan också behöva begränsas av arbetsmiljöskäl. Vanligen är dock recipienten känsligare, och det blir därmed detta gränsvärde som ofta styr. Aceton blir dock begränsad av nitrifikationshämmning. Några exempel på ämnen inom denna grupp är etylacetat, och formaldehyd som är allergiframkallande, giftigt och cancerframkallande.

Etrar

En del etrar är vattenlösliga, andra är fettlösliga. Etrar har en tendens att bilda peroxider. Dessa föreningar är giftigare än den rena etern och dessutom explosiva. Exempel är dietyleter ("eter"), etylglykolmonoetyleter (cellosolve) och halogenerade etrar.

Aromatiska kolväten

Dessa ämnen ingick förr i olika lösningsmedelsblandningar. Man försöker nu begränsa användningen då många är toxiska och cancerframkallande. Aromatiska kolväten är oftast svårlösliga i vatten, relativt svårnedbrytbara och kan vara toxiska för mikroorganismerna vid biologisk rening och många ämnen inom denna grupp bör därför inte släppas ut i kommunala nät. Exempel på aromatiska kolväten ("aromater") är bensen, xylen och toluen. Ofta är det i första hand av arbetsmiljöskäl, som dessa ämnen bör begränsas.

Sedan blytillsatsen i bensen förbjöds har aromathalten ökat och kan uppgå till ca 45%. Bensen bör därför ej förekomma i avloppet. Halten aromater i lacknafta för spädning av färg har minskats och s.k. alifatnafta säljs nu.

Karboxylsyror

Karboxylsyror är i regel lättnedbrytbara, men stora utsläpp kan påverka reningsverket på grund av att nedbrytningen är syrekrävande. Karboxylsyror kan också ha lågt pH. Exempel på karboxylsyror är ättiksyra, myrsyra och bensoesyra.

Klorföreningar

1992 användes drygt 3000 ton hypoklorit i Sverige. Nästan hälften går till kylvattenanläggningar i kärnkraftverk och 25 % till kylanläggningar inom kemi- och

skogsindustrin. Resten används inom livsmedelsindustrin, i badanläggningar, i dricksvatten och i hushållen. Hushållens användning av hypoklorit beräknas uppgå till bara ca 5 % av hela användningen.

Inom verkstadsindustrin används natriumhypoklorit för cyanidoxidation som ett steg i processvattenreningen.

Man bör eftersträva att sänka kloreringsgraden för bassängbad. Detta kan eventuellt göras t. ex genom att införa behandling med ozon, UV-ljus eller väteperoxid

Teknikerna behöver dock utvärderas.

Backspolvatten kan renas genom sedimentation innan det leds till avloppsnätet.

Bassängvatten bör alltid avkloreras genom tillsats av natriumsulfit eller natrium-tiosulfat innan det släpps till ledningsnät eller recipient - se Naturvårdsverkets AR 88:1 Bassängbad, avsnittet "kemisk oxidation".

Ett bassängbadvatten med mycket låga föroreningshalter kan, vid tömning, lämpligen släppas direkt till recipient i stället för att anslutas till ett avloppsreningsverk. Det bör avgöras i det enskilda fallet om bassängvatten skall anslutas till spill- eller dagvattennätet.

Klorerade lösningsmedel

Klorerade ämnen är ofta mycket effektiva lösningsmedel. Några av dessa lösningsmedel har hög toxicitet.

Perkloretylen (tetrakloretylen, etylentetraklorid, tetrakloreten) används i kemtvättar.

Användningen av ämnet ska minska kraftigt till år 1999.

Särskilda avvecklingsplaner finns redan för 1,1,1-trikloreten, metylenklorid, trikloretylen och perkloretylen. Användningen av alla utom perkloretylen ska ha upphört den 1 januari 1996.

Tri- och perkloretylen är förbjudna i konsumentprodukter i Sverige sedan år 1993.

Dispensmöjlighet för industriell användning av trikloretylen finns än så länge. Även EU kommer att införa förbud mot trikloretylen i konsumentprodukter från år 2002.

Klorerade lösningsmedel bör generellt sett inte släppas till avloppsnätet. En riskbedömning kan dock visa att ett avloppsvatten med tillräckligt låga halter kan tas emot i ett kommunalt nät.

Tensider

Tensider är de tvättaktiva ämnena i disk-, tvätt- och rengöringsmedel. De består av en fettlöslig del som löser upp smutsen och en vattenlöslig del som transporterar ut smutsen i vattnet och håller den i lösning.

Tensiderna kan delas upp i anjonaktiva - negativt laddade och nonjonaktiva - oladdade, vilka ingår i disk-, tvätt- och rengöringsmedel, katjonaktiva - positivt laddade, som ingår i sköljmedel och hårbalsam samt amfotära med både positiv och negativ laddning.

Så gott som alla tensider är giftiga för vattenlevande organismer eftersom de sänker vattnets ytpänning. Man bör i all verksamhet välja lättnedbrytbara tensider.

Nonylfenoletoxylater (NFE) är nonjontensider och tillhör gruppen alkylfenoletoxylater. NFE har god primär nedbrytbarhet men bryts inte ner till koldioxid och vatten utan bildar svårnedbrytbara nedbrytningsprodukter, bland annat nonylfenol och kortkedjiga

nonylfenoletoxylater, som är toxiska mot vattenlevande organismer, är potentiellt bioackumulerbara samt kan ha hormonstörande effekter.

Det nationella målet är att huvuddelen av användningen av NFE ska ha upphört år 2000. NFE kan inom industriell verksamhet förekomma bl.a. i brandskum, specialrengöringsmedel, hårvårdsprodukter, vattenspädbara färger, klottersaneringsmedel, avfettningsmedel och i kem- och vattentvätterier. Även oktyl- och dodecylfenoletoxylater används i t.ex. industrirengöringsmedel.

Samtliga dessa medel bör omgående bytas mot mer miljöanpassade.

Skum- och släckvatten

Skumsläckmedel har visat sig vara nitrifikationshämmande och utlösning av en sprinkleranläggning innehållande skum kan påverka kvävereningen vid ett biologiskt reningsverk. Skummedel innehåller bland annat ytaktiva ämnen och svårnedbrytbara fluortensider. Mätningar har visat att släckvatten från petroleumbränder är betydligt giftigare för vissa vattenlevande organismer än enbart skumvätskornas bidrag. En förklaring kan vara att tensiderna från skumvätskorna håller petroleumkolvätena lösta i vattenfasen.

I sprinklersystem med skum och i handbrandsläckare ingår tre eller sex procent skum-vätska. Denna föråldras och måste bytas ut med jämna mellanrum.

Vid utbyte får förbrukad skumvätska inte hällas i avloppet.

Det finns undersökningar av släckvatten från bränder som visar att, beroende på vad det är som brinner, släckvattnet kan innehålla stora mängder av bland annat tungmetaller och PAH (polyaromatiska kolväten). På lång sikt, t.ex. vid ombyggnader och nyetableringar av industrilokaler, kemikalielager etc, kan det bli aktuellt att baserat på 43§ i Räddningstjänstlagen kräva att släckvatten från bränder ska kunna samlas i uppehållsmagasin och eventuellt renas lokalt innan det leds till recipient eller avloppsreningsverk.

Komplexbildare

Komplexbildare används i ytbehandlings- och fotoindustrin och ingår i tvätt- och rengöringsmedel. Komplexbildare har förmåga att binda metaller och många är också svårnedbrytbara, varför utsläppet bör begränsas. Exempel på vanligt förekommande komplexbildare är EDTA, NTA och quadrol.

Konserveringsmedel

Metylisotiazolinoner, och/eller andra miljöfarliga konserveringsmedel kan finnas i vattenbaserade färger, kylvatten och kemtekniska produkter (t.ex. sköljmedel, schampo och mjukmedel). Mycket låga halter kan orsaka hämning eller utslagning av nitrifikationen. Kylvatten, t.ex. från tryckerier kan innehålla algbekämpningsmedel. Dessa vatten bör inte släppas till avloppet. Se även Grafisk industri.

2.3. Ledningspåverkande ämnen

Vissa ämnen kan, om halterna är för höga, orsaka korrosion på ledningarna med läckage och risk för markföroreningar som följd. För sådana ämnen angavs värden i M 20 och i

Stockholmsverkens och GRYAAB:s "Råd och Regler" anges momentanvärden som inte bör överskridas i förbindelsepunkten:

Parameter	Varningsvärde	Påverkan
pH min	6,5	Korrosionsrisk
pH max	11,0	Påverkan på betong
Ledningsförmåga	500 mS/m	Korrosionsrisk för stål
Sulfat (summa sulfat, sulfat och tiosulfat)	400 mg/l	Korrosionsrisk för betong
Magnesium	300 mg/l	Korrosionsrisk för betong
Ammonium	60 mg/l	Korrosionsrisk för betong
Fett, avskiljbart	50 mg/l	Risk för igensättning

2.4. Kriterier för miljöfarlighet

En fyllig redogörelse med begreppsförklaringar och allmänna kriterier för miljöfarlighet återfinns i *BRA KEMVAL*, kap. F2 Miljöfarlighet och kap. F3 Kriterier för miljöfarlighet (sid 16 - 25).

Ett ämne kan antas vara lättnedbrytbart om $BOD_7/COD > 0,5$.

Om kvoten är låg bör en 28-dygns test på nedbrytbarhet göras. Någon av de "301"-tester som anges i OECD Guidelines bör användas. (Testerna anges också i EU:s direktiv 67/584/EEC) Ett ämne anses lättnedbrytbart om mer än 60 % brutits ned mätt som syreatgång (BOD) eller koldioxidproduktion (CO_2), eller om mer än 70 % brutits ned mätt som reduktion av löst organiskt kol (DOC). När nedbrytningen har nått 10 % måste 60 %- respektive 70 %-gränsen uppnås inom 10 dygn, dock senast 28 dygn efter testets början om kriterierna för lättnedbrytbarhet ska vara uppfyllda.

Vid undersökning avseende nitrifikationshämning skall två inblandningar av provet användas, 20 och 40 %.

Vid 20 % inblandning av provet får hämningen inte överstiga 20 % och vid 40 % inblandning får hämningen inte överstiga 50 %. En bedömning från fall till fall bör dock göras.

Bilaga 8

Utsläpp från yrkesmässiga verksamheter

Utsläpp från yrkesmässiga verksamheter	2
1. Kunskapskällor	2
2. Branschövergripande frågor	2
3. Branschbeskrivningar	3
3.1 Verkstadsindustri	3
3.2 Grafisk industri	6
3.3 Fotografisk industri	7
3.4. Kemisk industri, blandare av kosmetika och rengöringsmedel	7
3.5. Laboratorier	8
3.6. Sjukhus	8
3.7. Tandvård	9
3.8. Läkemedelsindustri	9
3.9. Textilindustrier	10
3.10. Tvätterier	10
3.11. Bryggerier och läskedryckstillverkning	11
3.12. Mejerier	11
3.13. Rökerier	12
3.14. Gummiindustri	12
3.15. Färg- och lackindustri	12
3.16. Betongindustri	13
3.17. Bilvård	13
3.18. Byggarbetsplatser	14
3.19. Energianläggningar	15
3.20. Avfallsanläggningar	16
3.21. Annan verksamhet	16

UTSLÄPP FRÅN YRKESMÄSSIGA VERKSAMHETER

1. Kunskapskällor

Redogörelser för olika industribranscher med beskrivningar av både process- och miljöfrågor finns bl.a. i VAV P36, "Kontroll av industriavlopp" och Kommunförbundets kompendium i Avloppsteknik nr. 8, *Industriella Avloppsvatten*. Dessa skrifter härstammar från 1980-talets början och även om processerna fortfarande används har många industrier genom interna åtgärder lyckats minska både flöden och föroreningsmängder. Industriernas egen lokala rening (förbehandling) har också blivit effektivare.

En annan källa till kunskap är Naturvårdsverkets industribeskrivningar *Branschfakta*, som i många fall förutom processbeskrivningarna ger värden på flöden och föroreningsmängder.

"Stockholmslistan" ger moderna branschbeskrivningar, men saknar angivelser av flöden och föroreningsmängder.

Nedanstående beskrivning av olika verksamheter baserar sig på dessa olika källor samt författarnas och referensgruppens egna erfarenheter.

2. Branschövergripande frågor

En generell målsättning inom svensk industri är att minska flöden och föroreningsmängder genom interna processtekniska åtgärder och många industriföretag har under senare år satsat stora resurser på att använda så få miljöbelastande råvaror som möjligt. Detta leder till att minskade mängder förs till kommunalt reningsverk eller recipient. Sådana interna åtgärder bör uppmuntras av reningsverkens huvudmän även om det skulle leda till att *halterna* i industriavloppsvatten skulle öka.

Eftersom oförutsedda utsläpp och haverier kan orsaka avsevärda skador på avloppsledningar och reningsverk, måste alla anslutna verksamheter noga utreda riskerna för sådana händelser.

För att minska riskerna för sådana tillfälliga, större utsläpp bör förvaring av kemiska produkter ske invallat i stora trång som rymmer hela volymen eller i utrymmen utan golvbrunnar. Detta gäller också förvaring utomhus, där det finns risk för utsläpp till dagvattennätet. Där måste krav på invallning och påkörningsskydd ställas. Även produktionsutrustning kan behöva invallas om det finns risk för överbräddning eller annat utsläpp till nätet. Om det finns brunnar inom invallningen, skall dessa normalt vara stängda.

Maskiner, som innehåller olja, t.ex. kompressorer, kan vara uppställda i utrymmen, där man har dålig tillsyn. Finns det golvavlopp i dessa utrymmen kommer oljan vid ett läckage ut i avloppsnätet. Endera bör golvavloppen normalt vara stängda eller också bör avloppsanslutningarna vara kragade.

Vissa typer av bad utgör farligt avfall och får inte tillföras ett reningsverk utan skall skickas för omhändertagande till organisation med tillstånd. Se "Förordning om farligt avfall" SFS 1996:971, spec. Bilaga 2.

De anslutna verksamheterna bör ha tillgång till varuinformationsblad för de kemikalier som används i respektive verksamhet. Om informationerna är ofullständiga skall verksamheterna fordra att leverantörerna kompletterar informationen.

Rengöring av processtankar och industrilokaler medför utsläpp av rengöringsmedel som kan innehålla ämnen som skadar reningsverk och recipient. Generellt gäller att verksamheten bör undersöka sina rengöringsmedel och vid behov byta till miljövänligare sammansättning t.e.x. med mera alkali men mindre tensider. Bekämpningsmedel i kylvatten bör väljas så, att så litet toxiska ämnen som möjligt släpps till det kommunala nätet.

Industrins påverkan på reningsverkens slam har ofta diskuterats. Många föroreningar härrör från hushållens användning av kemiska produkter men det finns fortfarande en mängd industriella punktkällor som kan behöva åtgärdas. Som underlag för åtgärder krävs det bland annat pålitliga och tillräckligt noggranna kemiska analyser. Här följer några exempel på krav som de kommunala reningsverken bör ställa på kemiska analyser vid sin industrikontroll när uppmärksamheten är riktad på behandlingsbarhet och slamkvalité.

- Det är processavloppsvattnet som skall granskas. Sanitärt vatten har kommunen skyldighet att ta emot. Det är därför lättast att få till stånd fullgoda beslutsunderlag om prov på avloppsvatten tas så nära källan som möjligt d.v.s. före inblandning av annat avloppsvatten eller dagvatten. Den som tar provet bör ha genomgått föreskriven provtagarutbildning. Proven tas med hjälp av beprövad och pålitlig utrustning, förvaras i rätt flaskor på föreskrivet sätt och analyseras inom den tid som gäller för den aktuella analysen. Proven ska tas i sådan omfattning att variationerna i verksamheten och avloppsvattnets sammansättning täcks in.
- Analysmetoden bör väljas så att man så långt det är möjligt får ett uppmätt värde och inte ett ”mindre än”-värde. De metaller som är begränsande för slammets spridning bör analyseras med atomabsorptionsteknik eller ICP. Normalt bör grafitugnsteknik eller motsvarande noggrannhet användas utom för koppar och zink.
- Nitrifikationshämning kan testas med den förenklade VKI-metoden, åtminstone i ett inledningsskede. Mikrotox kan användas för grovscanning, men för närmare bedömning av nitrifikationshämning av avloppsvatten som avleds till kommunala reningsverk bör metoden undvikas eftersom metoden är har stor osäkerhetsmarginal.

3. Branschbeskrivningar

3.1 Verkstadsindustri

Processvatten som tillförs avloppsreningsverken från verkstadsindustri är främst sköljvatten från vattenbaserad avfettning, vattenbaserade skärvätskor, ridåvatten från lackering, oljehaltiga vatten, trumlingsvatten samt vatten innehållande metaller och organiska ämnen från ytbehandlings- och mönsterkortsindustri.

Processbad skall vara invallade alternativt dubbelmantlade för att förhindra att spill eller läckage kan hamna i avloppet. Om det finns golvbrunnar i produktionslokalerna skall de normalt vara stängda.

Avfettningsbad

Avfettningsbad innehåller t.ex. tvättkemikalier, komplexbildare, metaller, olja och smuts samt överdrag av skärvätskor från metallbearbetningen.

Förbrukade avfettningsbad skall aldrig obehandlade släppas till avloppsnätet.

Vissa organiska ämnen i avfettningsbaden, till exempel från badkemikalier och från föroreningar på godset kan, om de tillförs industrins neutraliseringsanläggning, störa fällningsprocesserna i denna. Dessa avfettningsbad måste behandlas separat alternativt skickas bort som farligt avfall på grund av att:

- avskiljningen av metaller i reningsanläggningen kan försämrast genom att tillfört avfettningssvatten innehåller olja som kan störa flockning och sedimentering,
- avfettningssvattnen kan innehålla komplexbildare och tensider med komplexbildande verkan som håller metallerna kvar i lösning,
- många av de organiska föroreningarna som finns i avfettningssvattnen avlägsnas inte av behandling i en fällningsanläggning,
- det oorganiska slammet från fällningen av andra ytbehandlingsvatten kan förorenas med olja och andra organiska ämnen från avfettningen. Detta slam blir då svårare att återvinna eller deponera på ett säkert sätt.

Skärvätskor

Skärvätskor innehåller vanligen vatten, olja eller polymer, tensider, additiv, skumdämpare, korrosionsinhibitorer och biocider. Ämnena är ofta svårnedbrytbara, toxiska och bioackumulerande. Vissa inhibitorer, t.ex. tolutiazol, är nitrifikationshämmande och verkar vara svåra att avskilja med kemisk fällning.

Förbrukade skärvätskor skall aldrig obehandlade släppas till avloppsnätet.

Ett stort antal verkstadsföretag har övergått till vattenbaserad avfettning på grund av förbudet mot användning av klorerade lösningsmedel. Det är oklart hur bestämmelserna för den framtida trianvändningen kommer att se ut. Ökad övergång till vattenbaserad avfettning kan medföra att vattenutsläppen av metaller och miljöfarliga organiska ämnen ökar.

Användningen av alkylfenoletoxylater i tvätt- och skärvätskor och i avfettningsmedel bör upphöra liksom användningen av klorparaffiner i skäremulsioner. Avloppsvatten med dessa kemikalier bör inte släppas obehandlat till avloppsnätet.

Dispergeringsmedel i färg och lack kan innehålla nonylfenoletoxylat.

Ridåvatten

Ridåvatten från lackering innehåller organisk substans från lösningsmedel och bindemedel, metaller från lackpigment, skumdämpare och baktericider.

Ridåvatten bör inte släppas till avloppsnätet obehandlat.

Processavloppsvatten som släpps till avloppsreningsverken bör innehålla högst 50 mg olja per liter mätt som opolära alifatiska kolväten (SS 02 81 45).

Ytbehandlingsindustrier

Avloppsvatten från ytbehandlingsindustrier kan orsaka skador på ledningsnätet p.g.a. låga pH-värden och sulfater och störa reningsprocesserna i avloppsverket genom sitt metall- och cyanidinhåll och genom för höga eller för låga pH-värden.

Hanteringen av cyanider inom ytbehandlingsindustrin måste särskilt beaktas. Cyanider är giftiga och kan vid störtutsläpp slå ut nitrifikationen i avloppsreningsverket. Det är därför mycket angeläget att cyanider hanteras och lagras så att risken för utsläpp till avlopp elimineras. Fluorider är bioackumulerbara och akuttoxiska vid relativt låga halter. De är klassade som miljöfarliga och bör därför inte släppas till avloppsreningsverken. En halt på 10 - 20 mg per liter har dock accepterats i miljöskyddstillstånd för vissa företag.

En vanlig behandlingsform är "neutralisering" med metallutfällning, reduktion av Cr(VI) och oxidation av cyanider. Fluoriderna kan fällas genom tillsats av kalk. Vid detta förfarande kan man nå ner till en halt av 15-20 mg/l.

Ytbehandlingsindustrier med enbart konventionell fällning (vanligen hydroxidfällning) kan behöva komplettera sina reningsanläggningar för att klara de krav som provnings- och tillsynsmyndigheter samt kommunen kan ställa med avseende på bland annat metallutsläpp.

Tillgänglig teknik är till exempel jonbyte, membranteknik (omvänd osmos, elektrodialys, mikrofiltrering), sulfidfällning, biologisk rening, elektrolys och indunstning. Filtrering genom sandfilter eller aktivt kol ger en ökad säkerhet. Kombinationer av tekniker kan användas för slutning av processer.

Trumlingsvatten bör analyseras avseende metaller och nedbrytbarhet (BOD/COD). Dessutom bör nitrifikationshämningstest utföras för att utröna om trumlingsvätskan kan ha en negativ påverkan på avloppsreningsverket. Trumlingsvattnet behöver sedimenteras och eventuellt filtreras före utsläpp till avlopp.

Litteratur: SNV Allmänna Råd 85:1, Vattenvård inom verkstads- och ytbehandlingsindustri. Allmänna Råd 97:5, Oorganisk ytbehandling. Varuinformationsblad för använda kemikalier bör också ligga till grund för åtgärder vid verksamheten och krav från kommunen.

Mönsterkort (kretskort)

Mönsterkortstillverkare måste framför allt begränsa kopparutsläppen. Komplexhaltiga vatten bör separeras från övriga processavloppsvatten. För att detta vatten skall kunna behandlas på bästa sätt kan det vara nödvändigt att bryta befintliga komplex eller att behandla delströmmar med komplexbildare i separata reningssteg.

För mönsterkorttillverkning kan i övrigt gälla samma reningsmetoder som för ytbehandlingsindustri och grafisk industri

3.2 Grafisk industri

Grafisk verksamhet medför utsläpp till avloppsnätet främst av silver, organiska lösningsmedel och andra organiska ämnen med toxiska egenskaper och kan därför störa reningsprocesserna i ett kommunalt avloppsreningsverk.

Screentryckerier släpper ut processvatten från tvättning av screenramar.

Rengöring av screenramar sker oftast i automatisk ramtvätt med två steg. I steg ett rengörs ramarna från färg med en tvättvätska som innehåller lösningsmedel. Tvättvätskan återanvänds efter filtrering. Då den är förbrukad skickas den bort som farligt avfall. En viss del av tvättvätskan i steg ett följer med till steg två. Där tvättas ramarna med utspädd perjodsyra varefter de sköljs med vatten. Vattnet släpps till avloppet efter filtrering eller slamavskiljning. Avloppsvatten från screenramstvättar bör regelbundet och vid kemikaliebyte analyseras avseende BOD, COD, suspenderad substans och nitrifikationshämmning. Tester i Malmö har visat att samtliga delströmmar kan vara nitrifikationshämmande.

Fukt- och kylvatten i tryckerier kan innehålla algbekämpningsmedel. Vid provning enligt miljöbalken bör därför dessa avloppsvatten undersökas avseende nitrifikationshämmning om de skall släppas ut till kommunalt avloppssystem.

För att minska silverutsläppen kan sköljvatten från framkallningsmaskiner renas i jonbytare. Återanvändning av fixerbad som avsilvrats genom elektrolys och motströmsfixering är andra metoder att minska silverutsläppen.

Sköljvattnet bör stängas av automatiskt då framkallningsmaskinen inte är igång. Användning av framkallningsmaskiner med helt slutna sköljvattensystem bör eftersträvas.

Förbrukad färg- och svartvit framkallare, fixerbad, blekbad, förbrukad plåtframkallare och lösningsmedel skall tas om hand separat och inte ledas ut i avloppet. Framkallarna utgör farligt avfall, som kommunen inte har tillstånd att ta emot.

För att minska avfallsmängderna kan indunstning av framkallare och avsilvrat fix vara en lämplig metod om skumning kan undvikas. Kondensat bör renas genom filtrering i aktiverat kol. Innan kondensatet tillåts släppas till spillvattennätet skall det analyseras bland annat avseende BOD, COD, totalkväve, silver och nitrifikationshämmning. Indunstningsresterna (koncentratet) skall tas om hand som farligt avfall. Användning av plåtframkallare som innehåller miljöfarliga ämnen skall undvikas eftersom de kan följa med sköljvattnet till avloppet.

Tvättning av fuktvalsar bör ske med enbart vatten (högtryck). Slamfälla för uppsamling av färgpartiklar m.m. bör finnas. Silver kan fastna på racken i maskinerna och på väggarna i sköljvattentankarna.

Vid rengöring av framkallningsmaskiner och sköljvattentankar bör först en mindre mängd tvättvatten användas. Detta tvättvatten bör samlas upp för destruktions. I uppsamlingstankar för sköljvatten tillsätts ibland klortabletter för att förhindra algtillväxt. Metoden bör, om möjligt, ersättas med mekanisk rengöring av sköljvattentankarna.

Kromhaltiga rengöringsmedel får inte säljas och skall inte användas.

Litteratur: Naturvårdsverket - Branschfakta: Grafisk industri 1995.

3.3 Fotografisk industri

Avloppsvattnet från fotolaboratorier och röntgenlaboratorier kan orsaka betongkorrosion genom höga tiosulfathalter, om fixerbaden släpps ut. Detta är inte heller tillåtet, då fixerbaden klassas som farligt avfall. Tungmetaller och organiska framkallningskemikalier kan störa reningsprocesserna.

Förutom vad som anges under Grafisk industri gäller följande:

- Effektiva avstrykare reducerar kemikalieförlusterna
- Överlopp från framkallningsbad skall samlas upp och behandlas separat.
- Färgframkallningsämnen i framkallningsbad och stoppbad bör återvinnas.
- Stoppbad bör renas från färgframkallningsämnen, både i grundform och modifierade former (d.v.s. oxiderade av luftens syre) med hjälp av jonbytare. Det kan därefter återanvändas. Varken ursprungliga eller omvandlade framkallningsämnen får tillföras avloppsnätet.
- Utsläpp av cyanid och EDTA från blekbad bör minimeras. Blekbad med ferrocyanid kan återvinnas genom oxidation. Övriga blekbad kan återanvändas efter luftning och tillsats av färdiga blekkemikalier. Sköljbad efter blekbad kan renas från cyanid och EDTA med hjälp av separata jonbytare. Blekkemikalier i bleksköljvatten kan också återvinnas på detta sätt.
- Silverutsläppen kan minskas genom dubbla fixerbad och blekfixerbad kopplade motströms. Jonbytare för EDTA tar även silver.
- Om rutinemässig framställning av dubbelkopior undviks kan föroreningsmängderna minskas radikalt.

Produktionsrelaterade villkor har föreslagits bland annat för silver, 20 - 25 mg/m² och EDTA, 1,5 g/m² om avloppsvattnet skall ledas till kommunalt avloppsverk. Värdena gäller för en mix av film och papper.

Observera att miljömyndigheterna kan komma att ompröva sin syn på silverutsläpp med hänsyn till slamkvaliteten.

Litteratur: SNV Branschfakta: Fotografisk verksamhet 1994.

3.4. Kemisk industri, blandare av kosmetika och rengöringsmedel

Produktion av kemiska produkter, som blandning av kosmetika och olika rengöringsmedel, kan medföra olämpliga utsläpp av organiska ämnen som tensider och konserveringsmedel. Beroende på typ av produkt som tillverkas kan nitrifikationshämmande eller toxiska ämnen finnas i produkterna. Särskilt hårvårdsprodukter för professionella användare har visat sig vara nitrifikationshämmande. Om tvätt- och rengöringsmedel tillverkas kan pH vara högt.

Avloppsvattnet uppkommer vid tvätt av blandnings- och tappningsutrustning, från spill och golvrengöring. Utsläppet till avloppsvattnet kan minimeras genom återanvändning av

tvättvattnet i ny produkt, om produktionen är jämn och den enskilda produkten eller liknande produkter tillverkas förhållandevis ofta.

Eftersom stora mängder kemiska produkter hanteras är det viktigt att utformningen av lager och produktionslokaler är sådan att eventuella haverier och spill inte kan ledas direkt till avlopp. Avstängningsmöjligheter på utgående avloppsledning bör finnas före anslutningspunkten till det kommunala nätet. Felkörd produkt och större spill bör aldrig tillåtas ledas till avlopp.

Det är vanligt att många olika råvaror hanteras och ingår i produkterna. Det är viktigt att föra en diskussion om utbyte av miljöfarliga ämnen med bolag som tillverkar kemiska produkter. Genom att förändra sammansättningen av produkten så att denna blir mindre miljöstörande uppnås förbättringar inte bara vid det tillverkande företaget utan även vid den påverkan som sker vid användningen av produkten. Den ökade användningen av bakteriedödande medel i vanliga rengöringsmedel och andra hushållsprodukter kan eventuellt påverka reningsverkens biologiska processer. Risk finns också för uppkomst av antibiotikaresistenta bakteriestammar.

3.5. Laboratorier

Många industrier har, förutom ordinarie produktion, även laboratorieverksamhet inom företaget. Dessutom kan det finnas fristående laboratorier samt laboratorier för undervisning.

Inom laboratorieverksamhet sker utsläpp av mindre mängder av de kemikalier som använts vid olika tester och analyser. En del av dem bör inte släppas ut i avloppet. Ett exempel är avfall från COD-analys skall uppsamlas och behandlas som farligt avfall.

Kemi & Miljö har givit ut skriften ”Så här hanterar du kemiskt avfall” för Landstinget. I den anges hur olika kemikalierester bör hanteras. Skriften kan vara vägledande även för annan laboratorieverksamhet.

3.6. Sjukhus

Många av de kemikalier som används vid sjukhusen kan ge negativa effekter på miljön genom utsläpp av avloppsvatten. Föroreningar kan vara silver från röntgenavdelningar, desinfektionsmedel från avdelningarna samt kemikalierester från laboratorier. Dessutom utsläpps patogena bakterier och virus från sjukhusens infektionsavdelningar. Det vore önskvärt om strömmarna kunde separeras för att underlätta eventuella lokala behandlingsåtgärder.

Vid provning enligt miljöbalken bör kommunen som remissinstans ställa krav på undersökning av avloppsvattnet avseende AOX, BOD, COD, kadmium, kvicksilver, silver och nitrifikationshämning. Flytande medicinrester, speciellt antibiotika bör enligt vårdbranschens uppfattning inte släppas ut i avloppet.

Vid högtrycksspolningar av avloppsledningar från tandvårdsmottagningar och från lokaler där blodgasanalyser utförts måste risken för större utsläpp av kvicksilver uppmärksammas. Sådant spolvatten måste tas om hand separat och inte ledas till avloppet. Användandet av en kvicksilverhund kan underlätta kartläggningen av kvicksilverhaltiga ledningar.

Sedan slutet av 1980-talet krävs inte klorering av utgående avloppsvatten från sjukhus. Orsaken är att samma typer av smittosamma sjukdomar existerar ute i samhället. Dessutom ger kloreringen upphov till miljöfarliga klorerade organiska ämnen.

Kemi & Miljö, Apoteksbolaget AB, har sammanställt skriften "Rätt Medel - Rätt Handske" som innehåller uppgifter om kemisk-tekniska produkter som är upphandlade av Stockholms läns landsting samt vanligt förekommande apoteksvaror. Målet är att ge information om vilka produkter som bör användas med hänsyn till hälsorisker, miljöeffekter och skyddsföreskrifter samt hur avfallet ska hanteras. Kemi & Miljö och Stockholms läns landsting har också givit ut skriften "Så här hanterar Du kemiskt avfall" med rutiner för hantering av olika avfallstyper och kemiska ämnen inom Landstinget.

Litteratur: Naturvårdsverket, Allmänna Råd 90:16, Sjukhusens miljöskyddsfrågor.

3.7. Tandvård

Alla tandvårdsmottagningar ska sedan den första januari 1994 ha installerat godkända amalgamavskiljare för avloppsvattnet från tandläkarstolarna. Med "godkända" menas amalgamavskiljare som godkänts enligt tysk eller dansk testmetod. Avskiljarna måste vara installerade i enlighet med testförfarandet, vilket innebär att flödet måste vara begränsat så att det inte kan bli högre än vad avskiljaren är godkänd för.

Allt avloppsvatten som varit i kontakt med amalgam ska avledas via amalgamavskiljare. Det innebär i praktiken att avskiljare ska finnas även vid vask där instrument och annat som varit i kontakt med amalgam rengörs. Vidare gäller att journalföring över tömning av avskiljare och borttransport av farligt avfall ska föras.

Vid rivning eller ombyggnad av fastighet där tandvård bedrivits, bör stor försiktighet iakttas med tanke på risken att träffa på kvicksilverrester. Det kan t.o.m. vara fördelaktigare att helt byta ut ledningarna. Ledningsrensningar i sådana fastigheter innebär mycket stor risk för kvicksilverutsläpp, varför de måste ske kontrollerat och så att allt spolvatten omhändertas.

Kraven på amalgamavskiljare kan komma att ändras. Inom ISO förbereds en standard för amalgamavskiljare. Om den antas innebär den sannolikt att kraven på avskiljningsförmåga sänks och att utsläppen från tandvården kommer att öka. Amalgamproblemet kan väntas kvarstå åtminstone till 2070-talet.

3.8. Läkemedelsindustri

Läkemedelstillverkning medför i allmänhet utsläpp av avloppsvatten med höga BOD- och COD-halter. Vatten med hög halt organisk material kan i och för sig omhändertas vid biologiska reningsverk, men medför extra kostnader för luftning och omhändertagande av slam. Lösningssmedelsutsläpp kan medföra explosionsrisk och förgiftningsrisk.

Läkemedelsindustrier växlar ofta mellan olika produkter, vilket kan medföra problem med en varierande sammansättning på avloppsvattnet. Större läkemedelsindustrier bör behandla sitt avloppsvatten i egen reningsanläggning med utjämning, pH-justerings och eventuellt biologisk rening före utsläpp till kommunalt nät eller recipient.

Totalavlopp och eventuella delströmmar från läkemedelsindustrier bör undersökas avseende vattnets toxicitet och nitrifikationshämning. Man måste dock tänka på att ett vatten kan visa goda nedbrytningsvärden trots sitt innehåll av svårnedbrytbar substans. Detta beror på att stora mängder enkla alkoholer som används i processen släpps ut i avloppet och "maskerar" svårnedbrytbara ämnen, som inte får släppas ut i avloppet.

Litteratur: SNV PM 1330, Branschöversikt Läkemedelsindustrin 1980.

3.9. Textilindustrier

Inom textilindustrin bearbetas vegetabiliska och animaliska fibrer samt olika typer av syntetiska fibermaterial till garn, vävnader, trikåvaror, mattor och specialtextilier för industriellt bruk. Fabrikationen är uppdelad i många steg. Före vävning av bomullstyng klistras varpen med varpklistor och efter vävningen avklistras tyget med alkali, syra eller enzymer. Material av bomull och lin tvättas med lut och tensider för att avlägsna vax, fett, oljor, pektin och protein och vattnet blir starkt alkaliskt med höga BOD- och CODvärden. Tyget kan också behandlas med alkali (mercericeras). Vid färgningen löses färgämnen och hjälpkemikalier, mestadels syntetiska färgämnen tillsammans med syror, salter, tensider, eventuellt metallsalter samt oxidations- och reduktionsmedel.

3.10. Tvätterier

Vattentvätterier

Avloppsvatten från vattentvätterier innehåller ofta relativt höga halter BOD och COD. Vattnen kan även innehålla metaller, olja och fett beroende på vilka typer av gods som tvättas (industrigods). pH ligger ofta högt beroende på användningen av alkaliska tvättmedel. Kemikalier som, förutom tvättmedlen, används är bland annat blekmedel, sköljmedel (antistat- och mjukgörare) samt fläckborttagningsmedel.

Användningen av tvätt- och sköljmedel liksom blekning och desinficering med natriumhypoklorit kan medföra att avloppsvattnet blir toxiskt och nitrifikationshämmande.

Reningstekniker som kan vara tillämpliga på tvätteriavloppsvatten är filtrering, bioreaktor, fällning, flotation och jonbytesteknik.

Avloppsvatten från större vattentvätterier bör analyseras avseende flöde, BOD, COD, suspenderad substans, pH, totalfosfor och totalkväve. Variationer i flöde och halter kan förekomma. Vid något tillfälle bör även nitrifikationshämningen undersökas. Tvätterier som tar emot industrigods, t.ex. verkstadsoveraller bör analysera metaller och vid behov rena avloppsvattnet innan det leds vidare.

Miljöanpassade kemikalier bör användas så långt det är möjligt! Sveriges Tvätteriförbund arbetar med att införa ett kontrollsystem för tvättkemikalier.

Litteratur: SNV 1384 Branschöversikt Tvätterier. Naturvårdsverket Branschfakta 1996, Vattentvätterier. Toxicon 1993: Vattentvätteriers miljöpåverkan - en biologisk-kemisk karakterisering av tre utvalda tvätteriers avloppsvatten.

Kemtvätt

Till kemtvätt används idag huvudsakligen perkloretylen (tetrakloretylen). Avskiljare för perkloretylen skall finnas.

Avloppsvatten som kan uppkomma från kemtvättar är kontaktvatten från vattenavskiljare efter destillation. Vattnet i vattenavskiljaren bör stå minst 12 timmar för att perkloretylenet skall avskiljas ordentligt och avluftning skall ske.

Användningen av perkloretylen skall på sikt upphöra. Som alternativ till användningen av perkloretylen provas nu vattentvätt med tvättmedel som är särskilt skonsamma mot skinn och sådana textilier som tidigare krävt kemtvätt. Vid avledande av kemtvättvatten till avloppsreningsverken bör man vara observant på att vattnen kan vara toxiska, svårnedbrytbara och innehålla höga metallhalter. Kompletterande rening av avloppsvattnen kan därför vara aktuell.

Utsläpp av perkloretylen bör undvikas i avloppet.

3.11 Bryggerier och läskedryckstillverkning

Råvarorna vid öltillverkning är malt, humle, jäst och vatten. Tillverkningen omfattar delstegen bryggning, jäsning, lagring, tappning och filtrering. I ett modernt bryggeri samlas drav och jäst upp och transporteras bort. Råvarorna vid läskedryckstillverkning är främst socker, citronsyra och fruktextrakt.

Avloppsvattenmängden för öl är 0,3-0,5 m³ per hl produkt och BOD-mängden är <0,4-0,5 kg/hl produkt och för läskedrycker <0,1-0,2 kg/hl produkt.

Utsläpp av processavloppsvatten innehåller höga halter av organiskt material (BOD, COD, suspenderad substans) från processer och tappning samt rester av rengöringsmedel från rengöring av utrustning, golv, flaskor och backar. Rengöringen ger både surt och basiskt avloppsvatten.

Flödet bör utjämnas i bassäng och avloppsvattnet bör pH justeras före utsläpp.

Det är viktigt att vattenbesparande åtgärder vidtas så långt det är möjligt. Rening och återanvändning av sköljvatten kan vara en sådan åtgärd.

Litteratur: Naturvårdsverket Branschfakta, Bryggerier och läskedrycksfabriker 1989.

3.12 Mejerier

I mejerier förädlas mjölk till någon eller några av följande produkter: Konsumtionsmjölk, kulturmjolk, grädde, smör, ost eller mjölkpulver. Mejeriavloppsvatten innehåller nedbrytbara organiska ämnen från disk och produktspill såsom proteiner, mjölksocker och fett.

Diskmedlen medför att vattnets pH kan variera mellan ca 2 - 12, men ett alkaliskt vatten dominerar vanligen.

Avloppsvattnets sammansättning är olika från mejeri till mejeri beroende på driftsinriktning om omfattning av interna åtgärder.

Vid behandling i kommunalt avloppswerk kan störningar uppkomma i biosteget om mejerandelen är stor. Detta beror på att kol/kväveknoten är hög. Laktoshaltiga vatten (vasslerester) gynnar uppkomsten av slam med dåliga sedimenteringsegenskaper.

Mejerier bör ha utjämning och neutralisering före utsläppet till det kommunala nätet.

Litteratur: Naturvårdsverket, Branschfakta, Mejerier och torrmjölsfabriker 1991.

3.13 Rökerier

I charkuterier röks korv, skinka mm. Avloppsvattnet från rökningen är vanligen mycket salt och har hög BOD- och fetthalt.

Om vattnet från ett stort rökeri leds till ett litet avloppswerk kan svårigheter uppstå i den biologiska behandlingen till följd av salthalten.

Man bör minst installera en fettavskiljare vid rökeriet.

Litteratur: Naturvårdsverket Branschfakta, Rökerier, 1990.

3.14. Gummiindustri

Processavloppsvatten från gummidetaljtillverkning kan omfatta spolvatten från sköljning av produkter efter slipning, vatten från rengöring av formar, kondensvatten från vulkpannor, skrubberlösningar från förbehandling av textilmaterial (vävar) samt av kylvatten från injektionsmaskiner. Små mängder kemikalier, huvudsakligen talk och zinkstearat, kan spridas med kylvatten från kalandrering (valsning av ovulkat gummi-material till platta produkter).

Övergång från triavfettning till vattenbaserad avfettning kan bli aktuell om förbudet mot trianvändning kommer att bestå.

Processavloppsvattnen bör undersökas och analyseras avseende BOD, COD, totalkväve, suspenderad substans, kolväten (opolära alifatiska kolväten och lösningsmedel) samt metaller. Förekomst av kylvattenkemikalier, släppmedel, klubbmotmedel m.m. kan föranleda undersökning avseende nedbrytbarhet och nitrifikationshämning.

3.15. Färg- och lackindustri

Utsläpp av vatten från färgtillverkning består av sköljvatten från tvätt av utrustning, från spill och från rengöring av lokaler.

Sköljvatten från tvätt av utrustning bör behandlas, t.ex. i ultrafilter, så att det kan återanvändas. Vissa sköljvatten kan direkt återföras till processen. Kemisk fällning före utsläpp kan sänka halten metaller och organiska ämnen i processavloppsvattnet.

Utrustning för lösningsmedelsburna färger rengörs vanligtvis med lut. Kvarvarande lutrester sköljs bort och leds till avloppet. Vattnet kan innehålla rester av organiska ämnen och metallpigment.

På grund av de ämnen som ingår i färg - tensider, biocider, stabilisatorer, pigment, mjukgörare m.m. - kan vattnet vara toxiska och nitrifikationshämmande. Tillförseln av dessa ämnen till avloppsreningsverken bör minskas. Avloppsvatten från tillverkning av bindemedel är ofta starkt nitrifikationshämmande och får därför inte avledas till kommunala reningsverk.

Avloppsvatten från färgindustri bör undersökas avseende BOD, COD, suspenderadsubstans, nitrifikationshämmning och metaller.

Alkylfenoletoxylater bör inte förekomma i processkemikalier och skall inte förekomma i rengöringsmedel.

3.16 Betongindustri

Avloppsvatten från betongindustri består huvudsakligen av spolvatten från rengöring och kan ge avlagringar av sand och grus i ledningsnätet. Avloppsvattnet skall genomgå sedimentering för avskiljning av sand och grus innan det avleds till dagvattenledning och recipient. Vattnet bör ej ledas till avloppsverk. Avloppsvattnet bör analyseras avseende suspenderad substans, pH, totalkrom och opolära alifatiska kolväten.

3.17 Bilvård

Avloppsvatten från fordonstvätt innehåller bland annat mineralolja och tungmetaller, främst kadmium, zink, nickel och krom. Avskiljningen av metaller i oljeavskiljare har visat sig vara otillräcklig.

Naturvårdsverket har givit ut Allmänna råd 96:1, Fordonstvätt - Mål och riktvärden. Syftet med råden är bland annat att åstadkomma en teknikutveckling när det gäller behandling av spillvatten från fordonstvätt så att även utsläppen av andra föroreningar än mineralolja (opolära alifatiska kolväten) kan begränsas. Reningstekniken ska också anpassas till de miljöanpassade tvätt- och rengöringskemikalierna. Valet av tensider skall styras så att miljöstörningar minimeras. Kommunen kan t.ex. förbjuda användning av nonylfenoler vid biltvätt. Använda biltvättmedel bör uppfylla kriterierna i Kemikaliesvepets rapport "Miljökrav på biltvättmedel" tredje versionen utgiven av Miljöförvaltningen i Göteborg 1992. En aktuell lista på de medel, som uppfyller kriterierna kan man läsa på internet: www.miljoinfo.goteborg.se (inköp för miljön). Det slutliga målet är slutna system för tvätt och rengöring.

En policy för fordonstvätt har tagits fram bl.a. i Stockholm:

- Då ny- eller ombyggnad sker ska alla befintliga anläggningar införa kompletterande rening (rening utöver oljeavskiljare).
- Naturvårdsverkets råd för maximal mängd förorening per tvättat fordon ska gälla.

- Oljeavskiljare ska vara dimensionerade för aktuella flöden och får släppa ut maximalt 50 mg opolära alifatiska kolväten per liter.
- Verkstadsarbeten bör utföras i lokal som saknar avlopp. Annars bör skilda oljeavskiljare för verkstad och biltvätt anordnas.

Biltvätt på gatan är olämpligt från miljösynpunkt eftersom tvättvattnet orenat når avloppsreningsverk eller närmaste vattendrag. Det miljömässigt bästa alternativet är att tvätta bilen i en tvättanläggning med bra reningsutrustning.

3.18. Byggarbetsplatser

Vid borrhning och sprängning uppkommer ett kvävehaltigt sprängvatten som avleds till avlopps nätet eller direkt till en recipient. Enligt vägverkets föreskrifter skall, vid anslutning till kommunalt ledningsnät, ställda reningskrav från ledningsägaren beaktas. Övriga krav enligt föreskrifterna är:

- Allt vatten från länshållning samt mellanupplag för sprängmassor skall som regel behandlas i slamavskiljare och i oljeavskiljare.
- Oljeavskiljaren tillsammans med slamavskiljaren skall dimensioneras så att från anläggningen en oljehalt på 50 mg/l mätt som opolära alifatiska kolväten inte kommer att överskridas.
- Vattnets kvalitet skall fortlöpande kontrolleras med avseende på slam och olja.
- Flödesproportionella prov skall uttas på både inkommande och utgående ledning från behandlingsanläggningen.
- Dygnsprov skall tas en gång i veckan.

Vattenproverna analyseras i normalfallet med avseende på pH, konduktivitet, suspenderad substans, opolära alifatiska kolväten samt totalkväve.

Analyserna bekostas av entreprenören. Analysresultaten från laboratoriet rapporteras direkt till entreprenören och till beställaren.

För att kommunen ska kunna ta ställning till om vattnet kan avledas till avloppsreningsverken behövs också flödesuppgift, analys avseende metallinnehåll (ICP) samt att analyserna även tillställs kommunen för bedömning. Bedömning från fall till fall får avgöra om vattnet skall avledas till spillvattennätet eller via dagvattennätet direkt till recipient.

Vid rivning av fastigheter där kvicksilver och PCB förekommit, måste besiktning ske och rivningsavfallet tas om hand på ett miljömässigt riktigt sätt, helst genom lokalt omhändertagande. Kviksilverhaltigt avfall och PCB-avfall får inte deponeras tillsammans med övrigt byggavfall.

Litteratur: Bestämmelser om rivningslov finns bl.a. i Plan- och bygglagen, SFS 1987:10, 1 kap 4§ och 8 kap 8, 16§§. Bestämmelser om rivningsplan finns i Plan- och bygglagens 9 kap 1, 4§§. Avfallsbestämmelser finns bl.a. i den kommunala renhållningsordningen.

3.19. Energianläggningar

Pannsotvatten

Pannsotvatten innehåller till största delen ämnen, t.ex. metaller och PAH, som inte är behandlingsbara i ett kommunalt avloppsreningsverk. Vissa sotvatten har även visat sig vara nitrifikationshämmande. Vanlig behandling av sotvatten är att vattnet pH-justeras och partiklarna får sedimentera.

Avloppsvatten från förbränningsanläggningar för energiproduktion bör i största möjliga mån återanvändas i processen. I andra hand bör det, efter effektiv rening, släppas direkt till recipient och inte ledas till kommunalt avloppsreningsverk.

Är utsläpp till kommunalt avloppsreningsverk det enda alternativet bör sotvattnet, före utsläpp, behandlas genom metallutfällning, neutralisering och sedimentering. Fällning vid ett pH på cirka 10 har visat sig ge goda resultat avseende reduktion av både metaller och nitrifikationshämning.

- Slamavskiljningen bör vara så effektiv att halten sedimenterbar suspenderad substans i det behandlade vattnet inte överstiger 10 mg/l.
- pH bör ligga inom intervallet 6,5 - 11.
- Halten opolära alifatiska kolväten får inte överstiga 50 mg/l.
- Uppsamlat slam skall deponeras på godkänd deponi.

Sotvatten som önskas släppas till avloppsnätet skall analyseras avseende pH, BOD, COD, suspenderad substans, nitrifikationshämning, metaller (ICP), PAH och opolära alifatiska kolväten. För kadmium skall en halt på mikrogramsnivå anges. Utifrån analysresultatet avgörs sedan om sotvattnet kan släppas till avloppsreningsverket.

Rökgaskondensering

Rökgaskondensering utnyttjas framförallt när man använder ett bränsle med hög fukthalt (t.ex. biobränslen). Sammansättningen på kondensatet beror bland annat på bränslet, förbränningstekniken och stoftreningen. Innehållet av salter, tungmetaller (bland annat kvicksilver och kadmium) i kombination med höga flöden gör att kondensatet inte bör släppas till spillvattennätet.

Är utsläpp till kommunalt avloppsreningsverk det enda alternativet bör kondensatet provas avseende zink, koppar, kadmium, kvicksilver, bly, krom, nickel, kobolt, suspenderad substans, konduktivitet, ammonium, och PAH.

Kemisk rengöring

Vid kemisk rengöring av pannrör uppstår ett surt vatten med högt metallinnehåll. Detta vatten måste behandlas och provas för att man sen ska kunna avgöra om det kan släppas till spillvattennätet. Om föroreningsinnehållet inte är för stort kan vattnet långsamt (under några dygn) avledas till spillvattennätet under dagtid då flödet i avloppsnätet är som störst. Prover bör tas avseende nitrifikationshämning, BOD, COD, kadmium, krom, koppar, nickel, zink och ammonium.

Vid kemisk rengöring av pannornas värmeöverföringsytor gäller i princip samma sak som för rengöring av panntuber men analyserna bör då även inkludera PAH.

Golvbrunnar bör inte finnas i pannrum. Finns golvbrunnar skall de vara försedda med fast installerade kragar till skydd mot spill eller läckage av olja eller liknande.

Om kylvattensystem måste tömmas vid renovering eller reparation i energianläggningar skall kylvattnet alltid provtas. Därefter får en bedömning ske av lämpligheten att släppa det till spillvattennätet eller om det skall tas om hand externt som farligt avfall. Nitrifikationshämning och metallinnehåll bör analyseras.

3.20. Avfallsanläggningar

Lakvatten från deponier innehåller främst järn, tungmetaller, klorider, sulfat, kväveföreningar (speciellt ammoniak) och organiska ämnen. Lakvatten från deponering av icke stabiliserad förbränningsaskor innehåller ofta höga halter av metaller som bly och kadmium.

Hittills har lakvatten avletts till de kommunala avloppsreningsverken.

LRF har i slamsområdet krävt att lakvatten från deponier ej får avledas till kommunalt avloppsreningsverk från år 2000 med hänsyn till slamkvaliteten. I Naturvårdsverkets rapport 4418 sägs att odefinierat lakvatten från avfallsdeponier inte bör ledas till avloppsreningsverk. Lokalt omhändertagande blir framöver mer vanligt.

3.21. Annan verksamhet

På grund av högt metallinnehåll bör tvättvatten från klottersanering och tvätt av trafik tunnlar inte ledas till avloppsreningsverk utan tas om hand separat.

Brandsläckningsvatten har visat sig innehålla komponenter som är negativa för reningsverkens drift och slammets sammansättning.. Det handlar mest om rester av ämnen som brunnit men även om komponenter i skumvätskor, t.ex. nonylfenoletoxylater och svårnedbrytbara fluortensider. Enligt Räddningstjänstlagens 43§ skall ägare till anläggning, där brand kan orsaka allvarliga miljöskador, i skälig omfattning vidta skyddsåtgärder. Det handlar oftast om möjligheter att samla upp och behandla brandsläckningsvatten.

Oljehamnar, flygplatser och vägtrafikanläggningar kan ge upphov till utsläpp av större mängder olja och metaller. Sådana avloppsvatten bör renas lokalt och sedan via dagvattennätet släppas ut direkt i en lämplig recipient.

Utsläpp av metaller i större mängder kan förekomma från slipning av glaslinser (kadmium), lysrörstillverkning (kvicksilver) och från glasbruk (flera metaller).

Bilaga 9

Miljöstyrning

Inledning

Under senare år har miljöfrågorna allt mer kommit att bli ett viktigt instrument för företagen. Företag med ett gott miljöanseende har en klar konkurrensfördel på marknaden. Även intressenter som anställda, kreditgivare och försäkringsbolag intresserar sig för vad företaget presterar inom miljöområdet.

Miljöfrågorna har blivit en del av företagsledningens kärnfrågor. För att möta den nya situationen och för att underlätta för ledningen att arbeta med miljöfrågor har ett antal miljöledningssystem tagits fram. ISO 14 001 och EMAS är exempel på sådana system.

Hur påverkar mitt företag miljön?

Det handlar inte bara om företagets överlevnad utan också om människans långsiktiga överlevnad på jorden. Miljöarmen kommer i en aldrig sinande ström och det är svårt att ta till sig alla miljöhot. Företag påverkar den ekologiska balansen i olika grad och på olika sätt, bland annat genom direkta eller indirekta utsläpp som bidrar till växthuseffekt, ozonnedbrytning, försurning och övergödning med mera. Även hälsoproblem som ökad mängd allergier/luftvägsproblem och tungmetaller i vår föda är oroväckande. Material- och energiförbrukningen måste minska med 90 % (faktor 10) för att en hållbar utveckling skall kunna nås. En del hot är i hög grad lokala medan många påverkar hela jorden.

Regeringen har satt upp följande 15 miljömål för att ange inriktningen på miljöarbetet i Sverige, tillika företagens miljöarbete:

1. Frisk luft
2. Grundvatten av god kvalitet
3. Levande sjöar och vattendrag
4. Myllrande våtmarker
5. Hav i balans samt levande kust och skärgård
6. Ingen övergödning
7. Bara naturlig försurning
8. Levande skogar
9. Ett rikt odlingslandskap
10. Storslagen fjällmiljö
11. God bebyggd miljö
12. Giftfri miljö
13. Säker strålmiljö
14. Skyddande ozonskikt
15. Begränsad klimatpåverkan

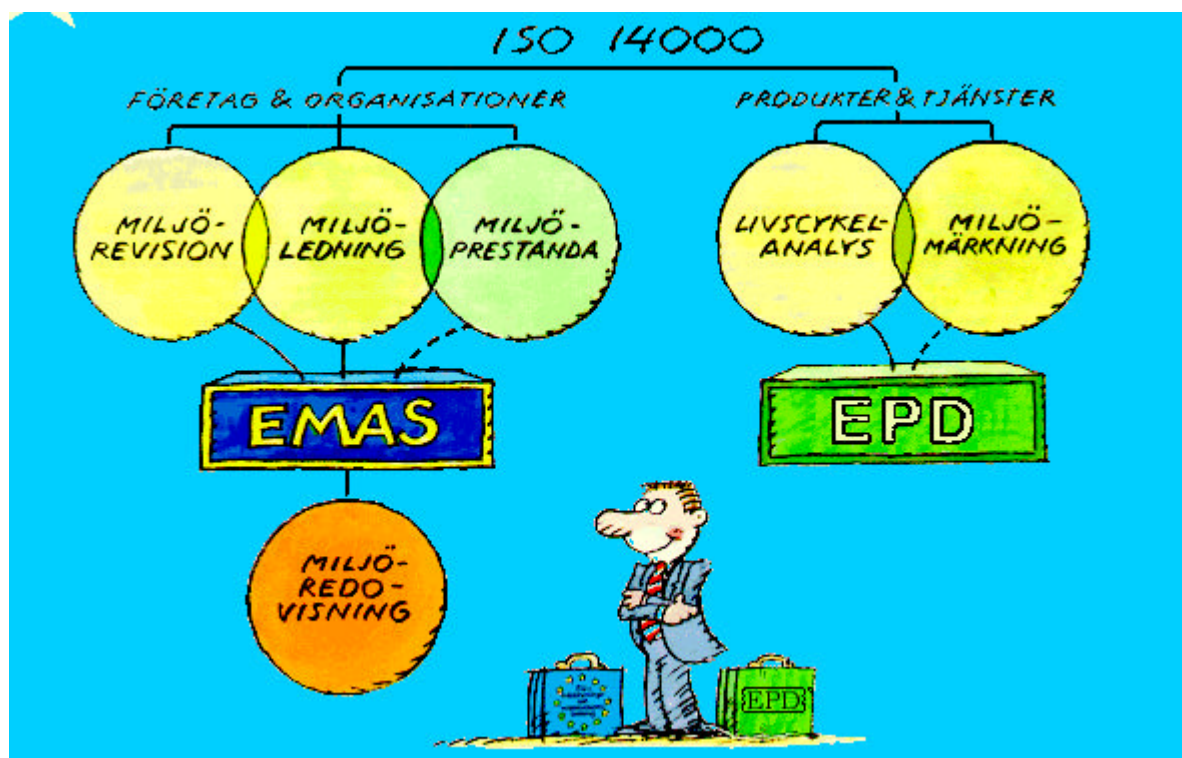
De kommunala avloppsreningsverken spelar en stor roll vad gäller att förhindra övergödning och förorening av sjöar och hav. Slam från reningsverken utgör vidare en resurs för jordbruket. Slammet skall vara giftfritt för att inte skada människor via maten eller förstöra odlingslandskapet.

Vad menas egentligen med EMAS och ISO 14 000?

ISO är en förkortning av "The International Organization for Standardization" och har sitt huvudsäte i Geneve i Schweiz. Den världsomfattande organisationen arbetar fram internationella standarder för att möta marknadens önskemål om vägledning. Det är SIS, "Standardiseringen I Sverige", som handhar ISO:s uppgifter i vårt land.

ISO främjar utveckling och tillämpning av frivilliga internationella standarder bland annat inom områdena kvalitets- och miljöfrågor. Inom miljöområdet är det framför allt ISO 14 001 som har fått betydelse för företagens miljöarbete. Fler ISO-standarder inom miljöområdet finns framtagna alternativt håller på att tas fram.

ISO 14 001 är den viktigaste standarden för företagets miljöarbete. Inom EU finns emellertid en motsvarighet till ISO 14 001, benämnd EMAS, "Eco Management and Audit Scheme". I Sverige är det Miljöstyrningsrådet som administrerar EMAS, vilken i själva verket är en EU-förordning som tillämpas inom alla EU-länder. EMAS skiljer sig även på andra punkter från ISO 14 001-standardens, mer om detta redovisas längre fram. Nedanstående figur visar schematiskt förhållandet mellan ISO 14 000-serien och EMAS samt EPD ("Environmental Product Declarations"), på svenska översatt till MVD ("miljövarudeklarationer").



Den övre delen i figuren visar ISO 14 000-serien, där ringarna representerar olika standarder i serien. Den nedre delen visar hur ISO-standarderna hänger samman med Miljöstyrningsrådets verktyg EMAS och EPD. EMAS-förordningen behandlar främst områdena miljörevision och miljöledning. EPD är ett verktyg för att beskriva produkternas miljöpåverkan från "vaggan till graven" (genom en så kallad livscykelanalys).

Vilka krav ställs på ett företag i EMAS respektive ISO 14 001?

ISO 14 001 kräver att ett företag eller en organisation sätter upp en rad riktlinjer och följer dessa systematiskt. Sammantaget resulterar dessa riktlinjer i ett miljöledningssystem. ISO 14 001 är inte en teknisk standard och ersätter på intet sätt tekniska krav vad gäller lagar

och förordningar. Den ändrar således inte heller nivån på för organisationen föreskrivna utförandestandarder. Nedan följer en del av de ”skall-krav” som tas upp i ISO 14 001.

- Ett krav vad gäller ISO 14 001 är att företaget skall fastställa en miljöpolicy med åtaganden att förebygga förorening, följa tillämpliga lagar samt införa ständiga förbättringar i miljöarbetet. En miljöpolicy är en skrift, antagen på högsta ledningsnivå som finns tillgänglig för såväl anställda som allmänheten. Den speglar företagets ambitioner vad gäller miljöarbetet.
- Samtliga miljöaspekter som kan ha en betydande miljöpåverkan skall identifieras. En miljöaspekt är en del i verksamheten som kan ge upphov till miljöpåverkan. Exempel på miljöaspekter kan vara energiförbrukning och naturresursförbrukning, men även mer specifikt såsom utsläpp av skärolja från metallbearbetningsmaskiner.
- Företaget skall bestämma miljömål som knyter an till de åtaganden som är uppställda i miljöpolicy. Miljömålen skall grundas på de viktigaste miljöaspekterna (de betydande miljöaspekterna). Vilka mål företaget väljer beror på verksamheten ifråga. Miljömål är mål för att minska företagets miljöbelastning.
- ISO 14 001 skall tillämpas för att uppfylla dessa mål. Detta innefattar utbildning av de anställda, utarbetande av arbetsinstruktioner och praxis samt upprättande av ett system som kan mäta huruvida miljömålen nås. Företaget upprättar härvid en handlingsplan som beskriver hur miljömålen skall uppnås, tidsplan, de för åtgärden tillgängliga resurserna samt vem som är ansvarig för åtgärden.
- Ett program skall sättas upp som med jämna mellanrum granskar användningen av standarden.
- Korrigering och förebyggande åtgärder skall vidtas i händelse av avvikelser. Med jämna mellanrum skall organisationen utvärdera sin överensstämmelse med gällande lagar och andra krav.
- Med jämna mellanrum (två gånger årligen) skall en extern miljörevision utföras på miljöledningssystemet. Detta för att företaget skall veta hur väl det egna miljöarbetet stämmer överens med ISO 14 001. Externa miljörevisioner är en förutsättning för utfärdande och upprätthållande av en certifiering. Miljörevisioner utförs av certifierade, oberoende miljörevisorer. Vid revision kan krav på kompletteringar framkomma, om det enligt ISO 14 001 saknas någon del i miljöledningssystemet.
- Ledningen skall göra periodiska granskningar av miljöledningssystemet för att försäkra sig om dess fortsatta utförande samt göra nödvändiga anpassningar (exempelvis ändringar i policy, aspekter och mål).

De väsentligaste skillnaderna mellan ISO 14 001 och EMAS är miljöutredningen, revisionsfrekvensen samt den offentliga miljöredovisningen. Det kanske bästa sättet att arbeta på är i enlighet med ISO 14 001 vad gäller det huvudsakliga miljöledningsarbetet samt i enlighet med EMAS vad gäller miljöutredning och den externa miljöredovisningen.

Införande av ett miljöledningssystem

En grundläggande förutsättning är att företagets ledning är övertygad om betydelsen av miljöfrågorna för företagets långsiktiga överlevnad. Utan ledningens fulla stöd går det inte att införa ett miljöledningssystem som kan leda till en miljöcertifiering. Alternativt kommer man att erhålla ett miljöledningssystem som är kostsamt och ineffektivt. En förutsättning för personalens engagemang är alltså ledningens stöd.

Miljöledare skall tillsättas och projektgrupper bildas. Införandet av ett miljöledningssystem är en långsiktig och systematisk process som kräver en avsevärd arbetsinsats. Med tanke på att ISO 14 001 anger att ledningen skall skjuta till erforderliga resurser för införandet bör företaget även vara medvetet om kostnader. Lite längre fram i texten upptäcks emellertid att denna insats är obetydlig jämfört med den prestige en certifiering innebär och de besparingar ett miljömedvetet tänkande och agerande medför på sikt.

Kan nuvarande aktiviteter integreras i EMAS respektive ISO 14 001?

Svaret är ja, eftersom standarden är flexibel och inte kräver av företagen att de nödvändigtvis måste ändra arbetssätt. I praktiken innebär införandet av miljöledningssystemet ofta en dokumentering av redan befintliga rutiner. Det kan handla om rutiner för restprodukthantering eller arbetsrutiner för en viss maskin, det vill säga rutiner som medarbetarna utför i det dagliga arbetet. Inom många organisationer och företag pågår idag aktiva och effektiva åtgärder för att förhindra nedsmutsning. Dessa kan således införas i det övergripande miljöledningsarbetet.

Företagens miljöarbete påverkar det lokala reningsverket

Samtliga avloppsreningsverk har enligt miljöbalken krav de måste uppfylla. Dessa avser främst halter av föroreningar i utgående avloppsvatten men även föroreningshalter i slammet. Det kan handla om högsta tillåtna halter av organiskt material (BOD₇ och COD), kväve och fosfor i utsläppt vatten eller tungmetaller i bildat slam.

Reningsverket är byggt för att ta hand om sanitärt avloppsvatten innehållande till exempel ämnen som fosfor och kväve samt lättnedbrytbart organiskt material. Detta kan således tas emot inom de ramar som avgörs av reningsverkens kapacitet.

Vissa ämnen bör inte alls tillföras reningsverket, då de stör nedbrytningsprocesserna alternativt går opåverkade genom verket och hamnar i slam eller i utgående renat avloppsvatten. Att undvika att sådana ämnen når avloppet tillhör en av de viktigaste punkterna som skall behandlas i företagets miljöledningssystem. Målet bör då vara att uppfylla avloppsreningsverkets krav.

Är detta något för mitt företag?

Positiva effekter för företaget

- Ökad lönsamhet. Frågor är bland annat kopplade till om miljöåtgärder och införande av miljöledningssystem kan medföra kostnadsbesparingar eller konkurrensfördelar. Det senare är det viktigaste argumentet, det vill säga att skaffa sig större intäkter alternativt att behålla de intäkter man redan har. Systemet kan också medföra att företagets utgifter minskar. Ofta finns en hel del besparingar att göra, framför allt på energisidan men också på avfallssidan (källsortering av restprodukter). Ett rätt utformat miljöledningssystem skall leda till ökad lönsamhet inom en treårsperiod. På kostnadssidan återfinns utgifter för extern konsult hjälp, egen nedlagd tid, investeringar och certifieringskostnad för miljöcertifikat.
- Möjligheter att genom miljöarbetet få fördelar på marknaden (ökad konkurrenskraft).
- Miljöengagemanget ger idéer om hur nya produkter skall utformas, alternativt hur de gamla skall modifieras. Ett strukturerat miljöarbete utifrån ett livscykelperspektiv gör det

lättare att möta framtidens behov och efterfrågan (speciellt med tanke på att miljöanpassad upphandling är på frammarsch).

- Möjlighet att på ett tidigt stadium kunna möta ökade krav, såväl interna som externa (ändrade lagar och villkor).
- Ökad självkänsla hos medarbetarna då de ser den egna påverkansmöjligheten. Detta skapar även en bättre arbetsmiljö.
- Lättare att ställa krav på andra, till exempel kontrakterade, då företaget har ”städat framför sin egen dörr”.
- Bättre riskmedvetenhet vilket medför minskade risker för såväl miljöolyckor som arbetsmiljöolyckor och oförutsedda driftstopp.
- Ett effektivt och rationellt sätt att visa att miljöfrågorna beaktas är i samband med offertgivning då företaget normalt måste ange hur miljöfrågorna hanteras. Om företaget är miljöcertifierat räcker det i allmänhet att företaget fyller i att det är certifierat enligt EMAS eller ISO 14 001.
- Ytterligare en fördel är att företaget får bättre kontroll över sina utsläpp till luft och vatten. Många företag är lokaliserade så att de måste värna speciellt om omgivningen. Upprepade klagomål från omgivningen kan innebära att man i samband med till exempel planer på utbyggnader får avslag eller drabbas av långtgående krav på försiktighetsåtgärder. I extremfallet kan det innebära att företaget tvingas att finna en helt annan lokalisering. Det finns i dagsläget många företag som är lokaliserade till områden där de ”lever på marginalen” avseende rätten att utvidga, ja till och med att bedriva fortsatt verksamhet med samma omfattning. Under sådana förhållanden kan det vara av mycket stort värde att man optimerar sin organisation så att störningen blir minimal till en rimlig kostnad. Det förtroende som byggs upp hos omgivningen har man igen i samband med utvidgad verksamhet, bygglovsprövning, omprövning och så vidare.

Samordning med kvalitet och arbetsmiljö – ett system för affärsutveckling

Det finns ett antal positiva kombinationseffekter då ISO 14 001 samordnas med ISO 9 000 samt med Internkontroll av arbetsmiljön (AFS 1996:6). Att arbeta enligt EMAS eller ISO 14 001 innebär att företaget på ett strukturerat sätt inventerar vilka åtgärder som kan vidtagas för att förbättra miljön. Företaget beslutar om de åtgärder som skall prioriteras samt sätter upp mål som senare följs upp av företagsledningen. Det löpande arbetet knyts samman med ledningens visioner att förbättra miljön. Principen för systemet är logisk och om systemet följs på ett enligt standarden noggrant och metodiskt vis är det relativt lätt att införa. Arbetsmetodiken lämpar sig utmärkt även för kvalitets- och arbetsmiljöarbetet.

Ett kännetecken för ett framgångsrikt företag är att ett helhetstänkande tillämpas. De olika ledningssystemen och även ekonomisystemet måste integreras i varandra och gränser över-skridas. Det går inte att se på exempelvis farligt avfall som enbart en fråga för yttre miljö utan även för arbetsmiljön och ekonomisidan (återanvändning, rening med mera kan medföra besparingar). Vidare är dagens verksamheter ofta beroende av tvärvetenskap, det vill säga för att förstå ett område behövs vissa kunskaper inom andra områden. En rekommendation är att integreringen av systemen bör planeras redan före införandet av miljöledningssystemet. I och med den nya versionen av ISO 9 001 kommer möjligheterna för samordning att öka. Kors-referenser mellan standarderna återfinns i miljöledningslitteratur och även i ISO 14 001-standardens.

Hur långt skall man gå och hur lång tid tar det?

Det tar i regel mellan ett halvår upp till två år att införa miljöledningssystemet. Ett nyckelbegrepp i ISO 14 001 är införande av ständiga förbättringar, vilket innebär att miljöledningsarbetet i praktiken aldrig avslutas. Då miljöledningsprocessen väl sätts igång genomförs ständigt förändringar som leder till förbättringar, det vill säga till minskad miljöbelastning från företagets verksamhet. Företaget går så långt och så snabbt fram som är affärs- och miljömässigt motiverat.

Inventering av miljöfrågor

A och O är att så tidigt som möjligt inventera vilka miljöfrågor som berör verksamheten. Det handlar om att finna miljöförbättringsfrågor som är av sådan natur att företaget kan förväntas kunna styra och påverka dem. Först handlar det om att granska vilka frågor som finns inom den verksamhet som bedrivs på platsen. Det vill säga frågor som berör produktion, produkter, fastighet, transporter inom verksamheten, egna varutransporter och utförda tjänster. Nästa steg är att inventera vilka miljöfrågor som företaget indirekt kan påverka, exempelvis genom att ställa krav på en entreprenör som transporterar varor till eller från företaget. Produkternas miljöbelastning kan minskas genom att de förses med anvisningar och instruktioner som medför minskade utsläpp eller minskad resursförbrukning vid användning och kassering. Det är viktigt att produkterna utvecklas så att materialen lättare går att återvinna vid skrotning.

Steg mot miljöcertifiering

- Prioritering (betydande miljöaspekter tas fram i en miljöutredning)
- Miljöpolicy
- Miljömål
- Miljöutbildning
- Upprättande av handlingsplan
- Upprättande av rutiner

Beträffande skrivande av rutiner och anvisningar är det rekommendabelt att det utförs av företagets egen personal. Helst skall personal som kommer att beröras av rutinen också utforma den. Det är viktigare att den görs företagsanpassad och lättförståelig än att den är skriven på korrekt svenska.

- Miljörevisioner
- Certifiering enligt ISO 14 001

För en EMAS-registrering skall företaget i detta skede skriva en lättförståelig miljöredovisning som därefter granskas av en extern miljökontrollant.

Informationskällor och hjälpmedel

Kontakta andra företag som har genomgått processen. Kontakta branschorganisation, kommun med flera och hör på vilket sätt man kan erhålla hjälp. Kontakta certifieringsföretag och hör hur de föreslår att man skall lägga upp arbetet. Be om offerter från några certifieringsföretag och hör efter om de har genomfört certifieringar på företag inom samma bransch. De kommunala avloppsreningsverken kan säkert peka på för företaget lämpliga miljöaspekter.

Det kan också vara värt att kontakta en konsult för att få hjälp att komma igång med certifieringsarbetet. Notera dock att systemet även skall fungera efter att certifikat har erhållits och då är det viktigt att man känner igen sig i alla delar i systemet.

Det finns litteratur och information om hur man genomför en certifiering. Kontrollera med NUTEK (som stöder småföretagens införande av miljöledningssystem), din kommun, branschorganisationer, Industriförbundet, SAF med flera. Det går även bra att söka på Internet. Nedan ges olika Internetadresser som kan vara av intresse att studera:

<http://www.smelink.se>
<http://www.miljostyrning.se>
<http://www.iso.ch>
<http://smn.environ.se>
<http://www.sis.se>

En tung del i ett miljöledningssystem är att veta och hålla reda på vilka dokument som ingår i systemet. Det gäller att från början lägga upp en strategi för hur detta skall skötas. Ett sätt är att skaffa ett datorprogram för dokumenthantering om inte detta redan finns inom företaget. Det finns också programvaror som både understöder miljöledningssystemet och dokumenthanteringen. Det är extra bra om det finns program beträffande införande och drift av miljöledningssystem för just din bransch. Hör med din branschorganisation om detta.