

ALLMÄNNA RÅD 89:5

# BIOLOGISK - KEMISK KARAKTERISERING AV INDUSTRIAVLOPPSVATTEN

Tillämpning vid prövning  
och tillsyn av miljöfarlig  
verksamhet

NATURVÅRDSVERKET

## Beställningsadresser

Naturvårdsverkets förlag  
Kundtjänst  
171 85 Solna  
Telefon 08/799 10 00

Upplaga 2 000 ex  
ISBN 91-620-0036-5  
ISSN 0282-7271  
Ansvarig utgivare: Ingvar Bingman  
© Naturvårdsverket, 1989  
Trycker: Norstedts Tryckeri 1989

# FÖRORD

Karakterisering av industriella utsläpp (KIU) genom biologiska och kemiska undersökningar har under senare år fått en ökad betydelse som beslutsunderlag i samband med tillståndsprovning och tillsyn av miljöfarliga anläggningar. Erfarenheterna hittills inom naturvårdsverket har utvärderats och ligger till grund för denna rapport, som ersätter tidigare utgivna anvisningar, *SNV Meddelande 6/1982*.

Som underlag för rapporten har synpunkter även inhämtats från uppdragslaboratorier och universitetsinstitutioner, vilka har erfarenhet av biologisk-kemisk karakterisering av avloppsvatten.

I föreliggande Allmänna råd redovisas skälen till att KIU-undersökningar tillämpas samt anvisas principer och metodik för hur undersökningarna bör utformas.

Anvisningarna vänder sig i första hand till koncessionsnämnden, länsstyrelser och hälsovårdsnämnder, industrin, uppdragslaboratorier samt handläggare inom naturvårdsverket. Dessa Allmänna råd har utarbetats av Bengt-Erik Bengtsson, Birgitta Bergström, Lars Karlgren, Lars Renberg, Olof Svanberg och Cajsa Wahlberg, PU-lab, samt UllaBritta Fallenius, och Agneta Melin, tekniska avdelningen.

Beslut om utgivning av dessa Allmänna råd har fattats av naturvårdsverkets generaldirektör.

Solna i december 1989  
Statens naturvårdsverk

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

## FÖRORD 3

## SAMMANFATTNING 6

## BAKGRUND 8

## KIU - ETT EFFEKTIVT HJÄLPMEDEL 11

## TILLÄMPNINGSOMRÅDEN 12

- Fastställande av villkor och krav på åtgärder 12
- Nyanläggning 12
- ändring av befintlig anläggning 12
- Löpande tillsyn 13
- Branschvis karakterisering 13
- Tillsatskemikalier 13
- Avfall, slam 13

## ETT STEGVIS FÖRFARANDE 15

- Basinformation 16
- Miljöfarlighetsbedömning 17
- Tester 18
- Ansvarsfördelning 19

## TESTMETODER 20

### ALLMÄNT 20

- Nedbrytbarhet 20
- Biologiska effekter 24
- Bioackumulering 25
- Kemisk karakterisering 27

### STEG I 31

- Nedbrytbarhet 31
- Biologiska effekter 32
- Bioackumulering 33
- Kemisk karakterisering 35

### Översikt över metodik STEG 1 36

### STEG II 39

- Nedbrytbarhet 39
- Biologiska effekter 39
- Bioackumulering 40
- Kemisk karakterisering 40

### Översikt över metodik STEG II 42

### **STEG III**

- Nedbrytbarhet 44
- Biologiska effekter 44
- Bioackumulering 45
- Kemisk karakterisering 45

Översikt över metodik STEG III 46

### **UTVÄRDERING AV TESTRESULTAT 48**

Koppling till driften 48  
Påverkande faktorer 49  
Andra utsläpp i området 50  
Recipientens utnyttjande 50  
Potentiell miljöfarlighet - ekologiska effekter 50

### **MILJÖFARLIGHETSKRITERIER 51**

Nedbrytbarhet 51  
Bioackumulering 52  
Toxicitet 52

### **APPENDIX**

App. 1. Provtagning och provbehandling 55  
App. 2. Rapportering 69  
App. 3. Tillämpning av KIU - några praktiska fall 77

### **FÖRKORTNINGAR OCH DEFINITIONER 88**

### **METODREFERENSER 94**

### **LITTERATURFÖRTECKNING 103**

# SAMMANFATTNING

Karakterisering av industriella avloppsvatten, enligt så kallad KIU-metodik tillämpas idag i tillsyns- och prövningsärenden vid SNV och länsstyrelser. KIU är ett effektivt prognostiskt hjälpmedel i form av biologiska tester och kemiska analyser i kombination för påvisande av svårnedbrytbara, toxiska och/eller bioackumulerande ämnen i avloppsvatten eller andra komplexa blandningar.

Baserat på den samlade erfarenheten hittills av biologisk-kemisk karakterisering, samt på den nationella och internationella utvecklingen inom ekotoxikologisk testning i övrigt, har tidigare utgivna anvisningar nu reviderats.

Synpunkter på dokumentet, dess uppläggning och innehåll, har inhämtats internt inom verket, från konsultlaboratorier som utför testuppdrag och annan ekotoxikologisk expertis samt från industriföreträdare m fl.

I rapporten beskrivs motiven för att utföra biologisk-kemisk karakterisering och i vilka administrativa sammanhang kunskapsinsamling enligt denna princip ter sig mest rationell. Exempel på sådana är: inför fastställande av villkor för industrier med komplexa utsläpp, vid optimering av funktionen hos reningsinstallationer, vid utbyte av miljöfarliga tillsatskemikalier etc.

Testförfarandet bygger på ett stegvis uppbyggt system med relativt enkla, resurssnåla tester av screeningkaraktär i ett första steg samt om resultaten eller övriga omständigheter så kräver, fördjupade undersökningar med mera avancerad testmetodik i ett andra och tredje steg.

Rekommendationer ges för planering, genomförande och utvärdering av testresultaten. Detaljerade anvisningar lämnas för provtagning och provbehandling liksom för rapportering och resultatredovisning. Slutligen ges några exempel på hur KIU tillämpats i praktiska fall.

Vissa av de föreslagna STEG III-undersökningarna på fauna och flora i recipienten gränsar till recipientkontrollmetodik. Den avgörande skillnaden i tillämpning av sådana metoder är KIU:s syfte att i en särskilt beslutad och riktad undersökning ta fram ett åtgärdsinriktat beslutsunderlag om ett utsläpp. Recipientkontrollen däremot syftar till att långsiktigt övervaka tillståndet i recipienten i avsikt att belysa tillförsel och effekt av föroreningar och andra ingrepp i naturen (SNV, Allmänna Råd 86:3, 1986).

# BAKGRUND

I naturvårdsverkets långsiktsbedömning *SNV PM 1591 "1980-talets stora miljöfrågor"* utpekades fem problemkomplex som de mest väsentliga. Ett av dessa är "hälso- och miljöeffekter av ämnen som har långsiktiga irreversibla verkningar". Härvid avses sådana hälso- och miljöeffekter som orsakas av spridningen av kemiskt stabila och/eller giftiga substanser. Stabila ämnen kan spridas över stora ytor och finnas kvar i miljön under lång tid och i vissa fall anrikas i organismerna.

Kravet på att med prioritet vidta åtgärder mot denna typ av substanser fastslås i *"Aktionsplan mot havsföroreningar"*, *SNV 1987*, och i regeringens *miljöproposition 1987/88-85* vilken behandlades i riksdagen i juni 1988.

I samhället och i synnerhet inom industrin används ett stort antal kemikalier som i sin ursprungliga form eller som omvandlingsprodukter till viss del hamnar i miljön via utsläpp till luft och vatten eller som avfall. Dessa kemikalierester/nedbrytningsprodukter kan verka negativt i miljön. Den komplexa sammansättningen av t ex ett avloppsvatten från en industrianläggning ställer särskilda krav på bedömningsunderlaget. Specifik kemisk analys av samtliga ingående ämnen är ofta tekniskt och ekonomiskt orälistisk att genomföra. En väl planerad kombination av biologiska och kemiska analyser - ett "testbatteri" - kan emellertid ge underlag för en farlighetsbedömning till en acceptabel kostnad. Behovet av långtgående kemisk analys styrs härvid av resultaten från de biologiska testerna som fångar upp summaeffekten av eventuellt förekommande miljöfarliga ämnen.

Naturvårdsverket avslutade 1982 ett forskningsprojekt *"Karakterisering av industriella avloppsvatten"* vars syfte var att utreda vilka testmetoder som fanns och eventuellt utveckla nya metoder för att bedöma avloppsvatten med avseende på miljöfarlighet. Testprogrammet inriktades mot tre angivna egenskaper, **toxicitet\*** (akut och kronisk), persistens

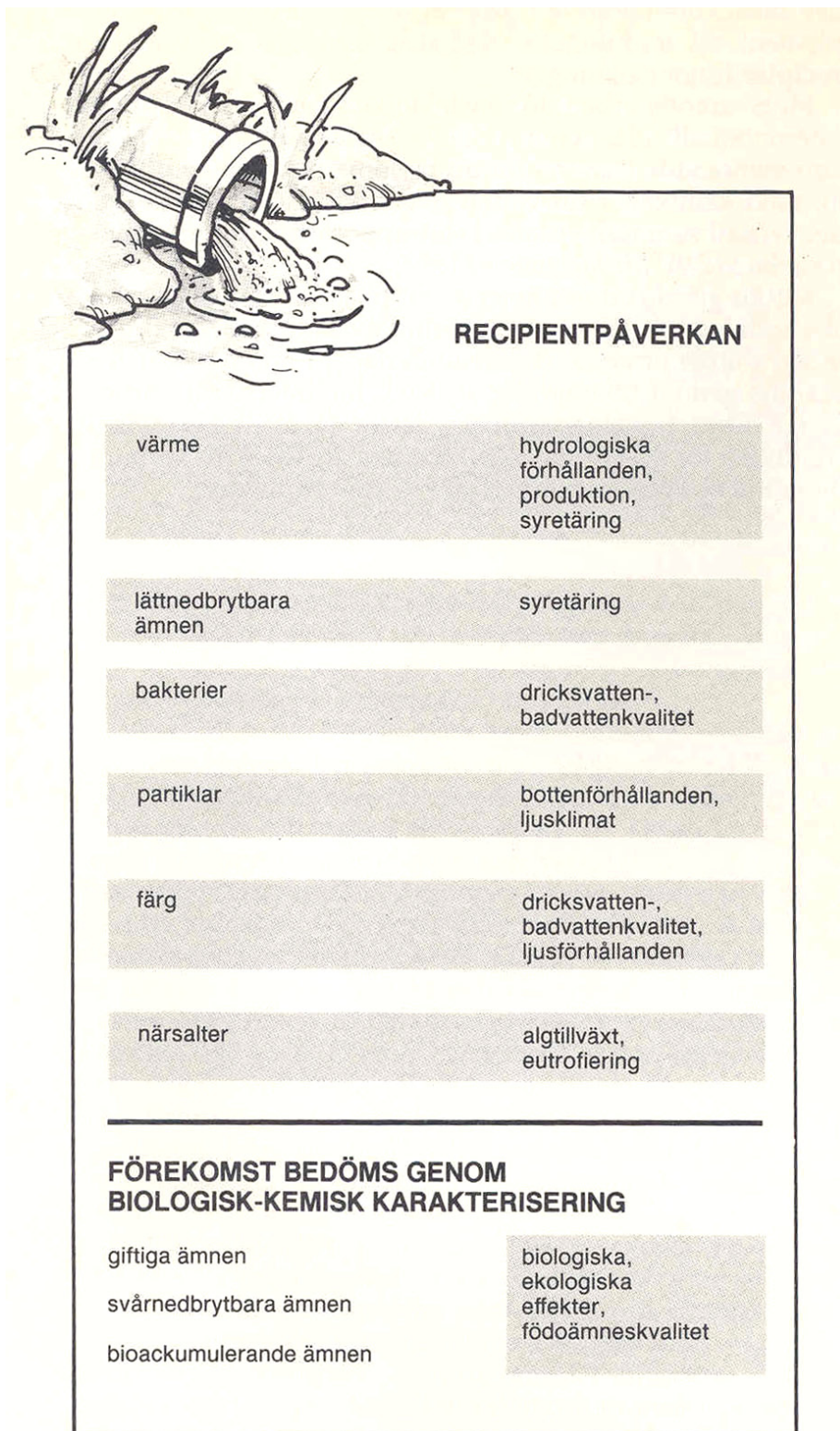
\*Vid fet stil; se Förkortningar och definitioner s. 88.



och bioackumulerbarhet och var avsett att utgöra ett komplement till traditionella fysikalisk/kemiska analyser och **recipientundersökningar**.

Motsvarande arbete för enskilda kemikalier har bedrivits internationellt bla genom OECD. De av OECD (1981) rekommenderade testerna för att bedöma riskerna av utsläpp av rena kemikalier till vatten överensstämmer i stort med det synsätt som redovisades i slutrapporten från forskningsprojektet (*SNV Meddelande 6/1982*).

Hittills gjorda erfarenheter av att tillämpa biologisk-kemiska testmetoder för karakterisering av industriutsläpp eller motsvarande är goda. Beslutsunderlaget i ärenden har förbättrats genom tillämpning av KIU. Karakteriseringsarbete enligt dessa principer bedöms därför få ökad betydelse i framtiden för att kunna välja lämpliga åtgärder för att minimera miljöpåverkan av utsläpp i vattenrecipienter.



Figur 1. Avloppsvattens miljöpåverkan

# KIU

## – ETT EFFEKTIVT HJÄLPMEDEL

Det vattenvårdsinriktade miljöskyddsarbetet var fram till 1980-talets början i stor utsträckning koncentrerat på att minska eller undanröja tydligt påvisbara effekter av avloppsvattenutsläpp. Åtgärder mot övergödning till följd av utsläpp av växtnäringsämnen och syrebrist orsakad av lätt-nedbrytbar organisk substans är exempel på den inriktningen. Synen på hotbilden för miljön har, i takt med vidtagna åtgärder och nya kunskaper, förskjutits mot risker förknippade med stabila och giftiga organiska ämnen vilka kan ge upphov till långsiktiga effekter.

KIU är ett effektivt prognostiskt hjälpmedel, i form av biologiska och kemiska tester, för att påvisa förekomst och bedöma betydelsen av sådana ämnen i utsläpp. Detta erbjuder möjlighet att välja lämpliga åtgärder för att minska/eliminera utsläppet och därmed minimera skadorna i miljön.

Motåtgärder kan i många fall enklast bestå i att någon delprocess modifieras eller att någon delström till totalavloppet särskilt åtgärdas. Underlag för sådana överväganden kan ofta bara erhållas genom tester och analyser av prover som tas innan avloppsvattnet når recipienten.

Med hjälp av recipientundersökningar är det ofta inte möjligt att tillräckligt klart utreda orsakssambanden mellan utsläpp och effekt. Detta gäller i synnerhet i situationer där flera utsläpp mynnar i samma vattenområde och där påverkan från ett utsläpp maskerar ett annat.

# TILLÄMPNINGSSOMRÅDEN

Anpassade "testbatterier" med biologiska tester och kemiska analyser används vid bedömning av miljöfarligheten av ett avloppsvattenutsläpp i samband med tillståndsprövning, vid bedömning och optimering av reningsåtgärder och/eller processinterna åtgärder. De kan vidare tillämpas i program för utsläppskontroll. Exempel där testprogram bör tillämpas ges i det följande.

## Fastställande av villkor och krav på åtgärder

En biologisk-kemisk karakterisering ger underlag för bedömning av graden av miljöfarlighet av ett utsläpp från en existerande anläggning, behovet av åtgärder för att minska utsläppet samt i övrigt villkoren för driften. Detta är speciellt uttalat för processindustrier med komplexa avloppsvattenflöden.

## Nyanläggning

Även vid provning av en nyanläggning eller en ny process där avloppsvattnet är mindre väl känt till karaktären är testprogram användbara. Testning görs då på vattenprover som så långt möjligt liknar det avloppsvatten som beräknas släppas ut från den planerade verksamheten. Sådant prov kan utgöras av avloppsvatten från pilotskaleförsök.

## Ändring av anläggning

Om verksamheten vid en befintlig anläggning skall ändras på sätt som förmodas påtagligt påverka avloppsvattnets sammansättning är testning befogad av såväl det befintliga som det "nya" avloppsvattnet. Detsamma gäller när en lindring av utsläppsvillkoren för en anläggning har begärts. Vid installation av reningsutrustning bör tester användas som styrmedel vid bedömning av driftsätt för att optimera reduktionen av toxiska, svårnedbrytbara eller **bioackumulerande ämnen**.

## Löpande tillsyn

Resultaten av ett enskilt test eller ett testpaket är ett hjälpmedel när program för den löpande tillsynen skall upprättas. Enstaka eller flera test kan dessutom komma ifråga som ett återkommande inslag i utsläppskontrollen.

## Branschvis karakterisering

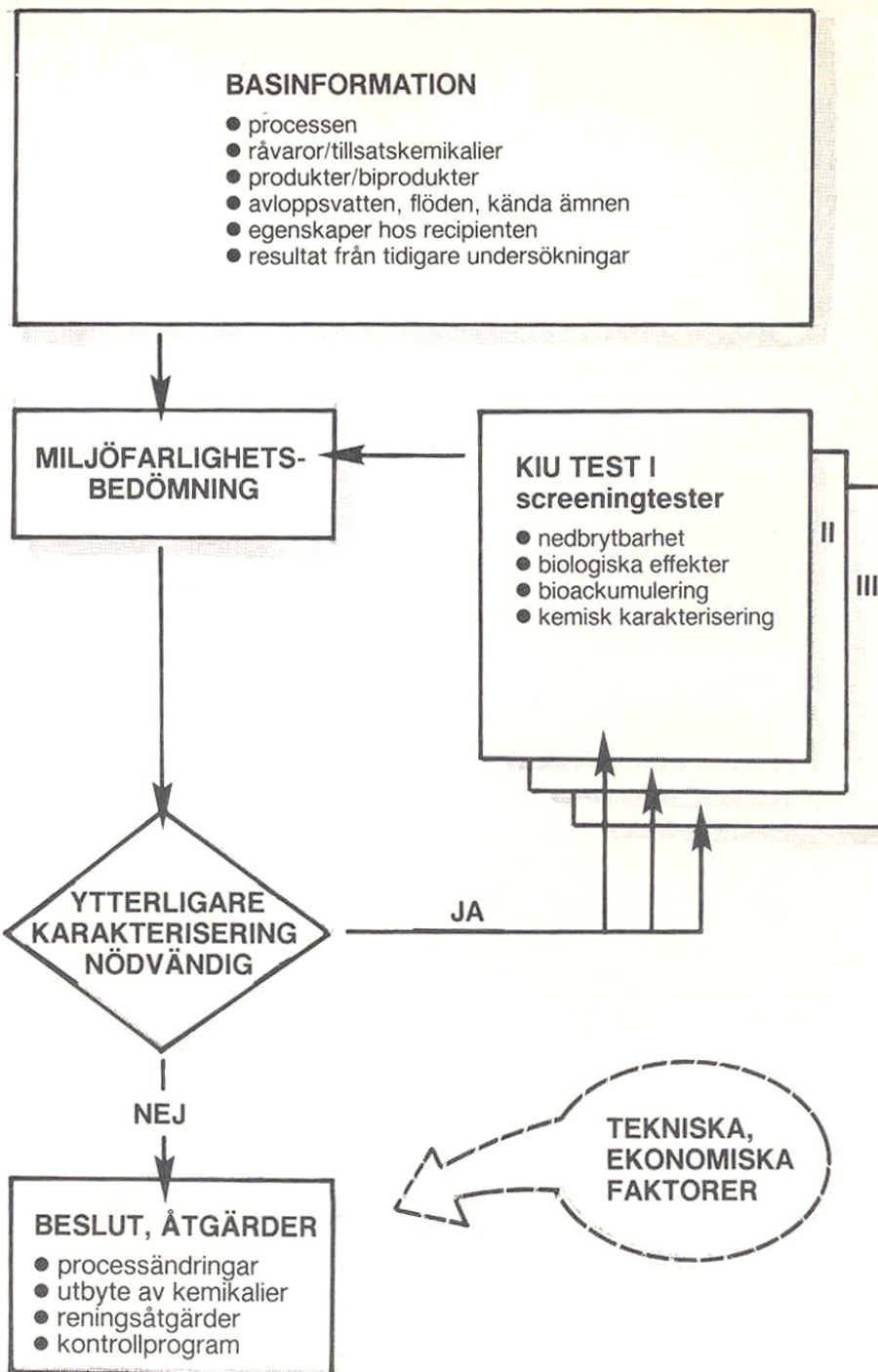
Som underlag för bedömning av en viss bransch är det i vissa fall lämpligare att göra en kollektivt utformad och finansierad testning än att testa avloppsvattnet från varje enskild anläggning. Testningen kan härvid exempelvis utföras på avloppsvattnet från några representativa anläggningar.

## Tillsatskemikalier

Teststrategin enligt KIU är även avsedd att kunna utnyttjas för att belysa egenskaper hos tillsatskemikalier i form av produkter som i sig är blandningar av flera ämnen. För bedömning av enskilda kemikalier bör testprogram utformas i enlighet med ESTHER-projektets rekommendationer (Landner 1987, Andersson & Landner 1987).

## Avfall, slam

Under förutsättning att relevanta prover kan erhållas är biologisk-kemisk karakterisering enligt KIU även lämpad för användning på lakvatten från avfallsupplag, slam etc.



Figur 2. KIU för bedömning av miljöfarlighet som delunderlag för beslut om ev. åtgärder m. m.

# ETT STEGVIS FÖRFARANDE

Underlaget för en bedömning av ett avloppsvattens miljöfarlighet skall rymma en mångfald information. Recipientförhållanden och information om industriprocessen inkluderande produkter och biprodukter, råmaterial och använda tillsatskemikalier är självklart betydelsefulla. Litteratursökning och annan dokumenterad kunskap om liknande industriprocesser kan ge värdefulla upplysningar. I många fall är denna basinformation tillräcklig som beslutsunderlag.

I de fall miljöfarligheten inte kan bedömas baserat på enbart tillgänglig basinformation, erbjuder biologiska och kemiska översiktliga tester (**screeningtester**) oftast en framkomlig väg - KIU STEG 1.

Resultaten från testerna är ett värdefullt underlag för bedömning av avloppsvattnets egenskaper och för att därpå kunna ta ställning till utsläppsvillkor, behov av reningsåtgärder etc. Återstår fortfarande frågetecken, kan utvidgade tester tillgripas, riktade mot specificerade frågor - KIU STEG II. Valet av testmetoder i STEG II måste tillämpas mera flexibelt än i STEG 1.

Det "standardiserade" STEG 1-paketet används också för jämförelse av miljöfarligheten hos olika avloppsvatten - relativ miljöfarlighet. Detta tillämpas t ex i samband med utredning av effektiviteten hos en reningsinstallation, vid jämförelse av utsläppet från alternativa processer etc.

I de fall frågeställningen kräver ytterligare information för att besvaras eller då högre grad av bevisvärde avkrävs beslutsunderlaget kan detta ofta erhållas med hjälp av KIU STEG III-undersökningar. Så är fallet när t ex anläggningar är lokaliserade till regioner av speciellt skyddsintresse såsom kommersiellt fiske, rekreation, dricksvattentäkt etc. Detta gäller också i de fall en industri har stora och komplexa utsläpp med befarade allvarliga och långsiktiga skadeverkningar liksom i situationer där myndigheter och den berörda industrin har olika uppfattning om behovet och omfattning-

en av åtgärder. Höga beräknade kostnader för framtida åtgärder baserade på resultat från utsläppskarakterisering motiverar likaså en längre gående testning för verifiering och precisering av de påvisade effekterna.

Det bör framhållas att den stegvisa organisationen av testerna inte alltid innebär att det är optimalt att gå stegvis till väga i undersökningen. Rådande förutsättningar och existerande kunskap kan motivera att man direkt går in på de mera avancerade metoderna enl STEG III alternativt väljer kombinationer av metoder från STEG I, II, och III.

Vissa av de föreslagna STEG III-undersökningarna på fauna och flora i recipienten gränsar till recipientkontrollmetodik. De effektparametrar som rekommenderas här har valts för att de kan användas både i laboratoriet och i fält. Man kombinerar härigenom det traditionella laboratorietestets fördelar - **reproducerbarhet**, enkelhet vid analys av orsakssamband - med den ekologiska realism som är målsättningen vid recipientstudier. Detta gör det möjligt att, då särskilda skäl föreligger, verifiera och utvidga den prognos som ställts baserat på enbart laboratorieexperiment.

Till skillnad från recipientkontrollverksamheten, som främst syftar till att långsiktigt övervaka tillståndet i recipienten i avsikt att belysa tillförsel och effekt av föroreningar och andra ingrepp i naturen (*SNV, Allmänna Råd 86:3, 1986*), är KIU-strategin medvetet utformad för att - genom en särskilt beslutad och riktad undersökning - ge ett åtgärdsinriktat beslutsunderlag rörande ett utsläpp.

## Basinformation

Den basinformation som i tillämpliga delar alltid bör tas fram och som i vissa fall är tillräckligt informativ som underlag för en miljöfarlighetsbedömning är:

- **processbeskrivning, speciellt beaktande för utsättningarna för bildning och omvandling av kemiska ämnen**
- **råvaror och tillsatsämnen med angivande av**
  - a) **förbrukade mängder**
  - b) **beräknade eller konstaterade utsläpps mängder**
- c) **ekotoxikologiska data från litteraturen (toxicitet, bioackumulerbarhet, nedbrytbarhet etc).** Bedömning exempelvis enligt ESTHER-manualen (Landner 1987).



- **avloppsvattenflöde och fluktuationer med dess innehåll av föroreningar så långt känt**
- **recipientens vattenkvalitet, flöden, storlek och strömsättning spädningförhållanden, sedimenteringsbild, existerande organism-samhällen**
- **tidigare utförda undersökningar av utsläpp och recipient**
- **resultat från löpande utsläpps- och recipientkontroll**
- **erfarenheter från liknande anläggningar.**

## Miljöfarlighetsbedömning

Uppgifterna enligt ovan sammanställs och bedöms med avseende på riktighet och relevans för aktuell frågeställning. I de fall man på basinformationen kan bilda sig en god uppfattning om utsläppet vad gäller dess innehåll av kemiska substanser, kvalitativt och kvantitativt, och om de ekotoxikologiska egenskaperna hos de eventuella föroreningarna är kända kan detta vara ett tillräckligt underlag för en miljöfarlighetsbedömning. Omvänt gäller att om

- osäkerhet råder om vad som kan genereras i processen och därifrån gå ut i avloppsvattnet
- råvaror och/eller tillsatskemikalier är dåligt karakteriserade eller om man ej kan bedöma hur stor del som går ut i avloppet
- det finns misstanke om skador i recipienten orsakade av utsläppet

så är underlaget för en bedömning av miljöfarligheten hos utsläppet bristfälligt. Det är då motiverat med en karakterisering med hjälp av KIU-metodik.

Resultat av tester på STEG I-nivå ger då i de flesta fall upplysningar som utgör en första orientering om förekomst av ämnen som är svårnedbrytbara, bioackumulerbara och/eller toxiska. Det skall här poängteras att för en karakterisering av avloppsvatten är en överföring av förhållandena till recipienten inte en primär uppgift. Syftet är att med god tillförlitlighet och precision kunna mäta och eventuellt jämföra inneboende miljöfarliga egenskaper hos avloppsvatten.

## Tester

STEG I är att betrakta som ett fastlagt batteri av översiktliga tester (screeningtester) med alternativa metoder, medan STEG II är en mera flexibel uppföljning med känsligare testmetoder i avsikt att t ex bedöma karaktären hos avloppsvattnet vid större utspädning. STEG III slutligen får karaktären av verifiering av indikerade effekter eller egenskaper med de mest realistiska mätmetoder som står till buds. Detta är främst aktuellt i fall av särskilt stora utsläpp och med risk för storskaliga effekter.

De enskilda testerna som ingår i STEG I är väl beprövade och finns ofta inarbetade vid flera laboratorier. Om inte särskilda skäl föreligger skall väletablerade metoder, helst **standardiserade**, ha företräde framför mer "udda" metoder. Genom att välja testorganismer med hemmahörighet i obelastade vatten av samma typ som det aktuella vattendraget uppnås en **recipientanpassning** som leder till att resultaten av testerna har större giltighet.

Testerna skall utföras av väl etablerade laboratorier med goda kvalitetsrutiner (jämför OECD's Good Laboratory Practice). Laboratorierna uppmantras att delta i interkalibreringsövningar mm som är ägnade åt att förbättra rutiner och därmed resultatens tillförlitlighet och precision.

Behovet av ett intimt samarbete mellan kemister och biologer är av avgörande betydelse för t ex hur man relaterar biologiska effekter till närvaron av specifika föreningar eller hur man utformar testbetingelser, som t ex tester av svårslösliga substanser.

I föreliggande program nyttjas kemiska och biologiska karakteriseringsmetoder, som i *kombination* ger ett gott kunskapsunderlag för en bedömning av ett avloppsvattens potentiella miljöfarlighet och/eller ger vägledning huruvida ytterligare undersökningar erfordras.

## Ansvarsfördelning

Det är viktigt att planläggning av karakteriseringsarbetet sker med utgångspunkt från en klart formulerad målsättning. Resultaten skall användas för att besvara eller belysa specifika frågor. En detaljerad plan med val av testmetoder, provtagningsstrategi etc utformas i detta syfte. Erfarenheten visar att ansvaret för planering bör följas av ansvar för att uppställda frågor besvaras tillfredsställande.

En ansvarsfördelning kan därför vara att, i typfallet, myndigheten (koncessionsnämnden/naturvårdsverket/länsstyrelsen) formulerar målsättningen. Sökanden lämnar förslag på undersökningsplan baserat på frågeställning och nödvändig information om anläggningen m m. Förslaget diskuteras med myndigheten varpå undersökningen genomförs och rapporteras:

### **KIU i koncessionsärenden**

- **Koncessionsnämnden beslutar om karakterisering alt. myndigheten begär karakterisering och formulerar målsättning**
- **sökanden samråder med myndigheten**
- **sökanden utformar en plan för undersökningen**
- **sökanden och myndigheten samråder om planen**
- **undersökningen genomförs**
- **resultat och slutsatser redovisas inför myndigheten**
- **ev kompletteringar genomförs**
- **rapport utformas**
- **rapporten överlämnas till myndigheterna för bedömning av resultat och slutsatser.**

# TESTMETODER

De rekommenderade testmetoderna för karakterisering av miljöegenskaper-  
na redovisas först allmänt under rubrikerna:

- *Nedbrytbarhet*
- *Biologiska effekter - Bioackumulering*
- *Kemisk karakterisering*

Tillämpningen beskrivs därefter med de enskilda metoderna inordnade i:

- STEG I
- STEG II
- STEG III

## ALLMÄNT

### Nedbrytbarhet

Begreppet nedbrytning (och därmed också nedbrytbarhet) av ett ämne eller  
en substansblandning är inte alldeles entydigt: man kan skilja mellan

- **primär nedbrytning, innebärande att ämnet/ämnena förlorar sin ursprungliga struktur (identitet)**
- **funktionell nedbrytning, innebärande att vissa betydelsefulla egenskaper, t ex giftighet eller ytspänningsaktivitet hos ämnet/ämnena försvinner**
- **total nedbrytning, innebärande fullständig oxidation (mineralisering) till koldioxid, vatten och - i många fall diverse salter.**

Det bör i sammanhanget noteras att - även om nedbrytning mestadels också innebär minskning av de ekologiska risker, som kan vara knutna till ett ämne - så kan nedbrytningseller omvandlingsprodukter (metaboliter) i vissa fall vara mera miljöfarliga än utgångssubstanserna.

Det förtjänar också understrykas att ett organiskt (eller för den delen också ett oorganiskt) ämnes försvinnande ur recipientens vattenmassa, när det är en följd av **adsorption** till sedimentande partiklar eller direkt till sedimenten, inte i sig innebär någon nedbrytning utan närmast är ett naturens tillfälliga eller mera permanenta "sopande under mattan" av ämnen som kan vara riskabla exempelvis för sedimentens biota.

Naturligt förekommande, organiska ämnen bryts dock mestadels ner fullständigt och inom jämförelsevis korta tidsrymder - efter att de ingått i (eller utgått från) primärproducenters livscykel eller i konsumentledens näringskedjor. Den mikrobiella omvandlingen är därvid den dominerande mekanismen.

Metabolism hos högre organismer är kvantitativt försumbar, men kan vara betydelsefull för specifika substanser. Detsamma gäller också **abiotiska** (kemiska och fysikaliska) processer, t ex hydrolys och fotolys.

Många syntetiskt framställda substanser är miljöfrämmande vilket kan innebära att det saknas mikroorganismer som har förmågan att utnyttja dessa som substrat och därigenom bryta ner dem. Sådana ämnen kan därför finnas kvar oförändrade under lång tid sedan de hamnat i miljön.

Begreppet **persistens** tillämpat på organiska ämnen i miljön definieras som den tid som ämnet finns kvar oförändrat i någon delmiljö om detta påverkas av endast nedbrytning/omvandling. Persistens är således en variabel som är en funktion av många faktorer såväl inneboende egenskaper som omgivningsbetingade. "Persistenta ämnen" används i regel synonymt med svårnedbrytbara eller långsamt nedbrytbara ämnen. En grov klassificering av ett ämnes egenskaper i dessa avseenden kan göras i: lätt nedbrytbar - nedbrytbar - svårnedbrytbar (persistent).

De i ett avloppsvatten ingående substansernas egenskaper vad gäller biokemisk eller kemisk nedbrytning är således en viktig faktor när det gäller att bedöma dess miljöfarlighet. Toxiska substanser som är svårnedbrytbara kommer att sprida sin toxicitet över större områden än en lättnedbrytbar substans. Även om inga andra skadliga miljöegenskaper synes föreligga bör därför ämnen som ej är lätt nedbrytbara betraktas som potentiellt miljöfarliga.

För den analytiska uppföljningen/testningen av olika ämnens nedbrytningsmönster (utvisande såväl nedbrytningens hastighet som omfattning under definerade tidsperioder) finns det åtskilliga, internationellt mer eller mindre beprövade (ex.vis genom OECD och ISO) metoder föreskrivna.

Gemensamt för dem alla är att testlösningen (avloppsvattnet) ympas med en blandning av mikroorganismer, t ex från aktivt slam-steget i ett reningsverk, vilka sedan under testets gång får livnära sig på provets organiska innehåll som enda energikälla.

Metoderna för att fastslå nedbrytningens fortskridande baserar sig på två, något avvikande angreppsprinciper.

Enligt den ena följer man respirometriskt eller på annat sätt den syreatgång eller den koldioxidproduktion, som är en följd av biooxidationen. Analysen av syreatgången sker enligt någon variant av mer el mindre standardiserad och sedan länge välkänd BOD-metodik, medan CO<sub>2</sub>-produktionsanalysen är en för ändamålet tämligen nylanserad metod. Uppföljningen av nedbrytningsprocesserna kan i enklaste fall (enligt detta karakteriseringsförslag) direkt anknyta sig till ordinärt, vattenanalytiskt rutinförfarande i form av ett BOD<sub>7</sub>-test. Så snart mera seriösa grepp befinner sig nödvändiga måste O<sub>2</sub>-tärning eller CO<sub>2</sub>-produktion däremot registreras kontinuerligt eller analyseras intermittent med inte för långa intervaller under en tidsperiod om vanligen minst 28 dygn så att en någorlunda detaljriktig nedbrytningskurva kan erhållas och uttolkas.

Enligt den andra principen för nedbrytningsuppföljning analyserar man direkt det organiskt bundna kolets försvinnande under mineraliseringens gång ("die-away"-tester). Man erhåller därvid, givetvis, nedbrytningskurvor, som ter sig som spegelvändningar av de nyss berörda BOD- eller CO<sub>2</sub>-kurvorna. Kolet bestäms i dessa fall antingen som "totalt organiskt" (TOC) eller som "löst organiskt" (DOC).

Det förstnämnda måttet är principiellt att föredraga men kan för prover med mer el mindre grovdispers, organiskt innehåll vålla tekniska mät-svårigheter och fordrar mestadels insatser för findispergering (ultraljuds-behandling eller liknande). Dessa komplikationer kringgås vid DOC-metodiken, men detta förfarande kan å andra sidan ge resultat som dels inte är fullt representativa för prov med suspenderat, organiskt innehåll, dels i avsevärd grad kan vara störda av biosorbitions- och desorbitionsfenomen under nedbrytningens gång.

Utvärderingen av nedbrytbarheten förutsätter att den

fastslagna nedbrytningen kan ställas i relation till det totala innehållet av organiskt material i de testade proverna. Detta mått på organisk substans måste givetvis vara strikt jämförbart med det mått, med vilket själva nedbrytningen uttrycks.

För de kol-analytiskt baserade die-away-testernas del innebär detta krav föga problem: initialvärdena vid försökens start anger den för kalkylerna behövliga referensnivån.

För de nedbrytningstester, som bygger på BOD-metodik måste referensvärdet - ehuru uttryckt i syreförbrukningstermer - framtas med andra metoder än BOD-analysens. Vid tester av substanser eller substansblandningar vars kemiska identitet/sammansättning är känd bör således maximala, teoretiska syreförbrukningsvärden (ThOD) beräknas och läggas till grund för nedbrytbarhetsberäkningarna. Gäller testerna t ex avloppsvatten, vars kemiska sammansättning mestadels är obekant, tvingas man att istället utgå från kemiska syreförbrukningsvärden ( $COD_{cr}$ ), vilka empiriskt visat sig i de flesta fall vara brukbara som närmevärden för ThOD.

Observeras bör att TOC-(och än mindre DOC-)värden för okända substanser inte (ens efter omräkningsmanipulationer) kan användas som referensvärden till nedbrytningsvärden från BOD-baserade tester. Detta eftersom relationen TOC/ThOD varierar med olikheterna i organiska molekylstrukturen så att den teoretiska syreåtgången kan vara både större än, lika med eller mindre än den syreförbrukning, som enbart molekylernas kolinnehåll ger upphov till.\*)

\* Detta kan visas med följande exempel:

(Metan)  $CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$   
dvs 5,33g  $O_2$ -förbrukning per g C.

(Kolhydrat)  $[CH_2O]_n + nO_2 \rightarrow nCO_2 + nH_2O$   
dvs 2,66g  $O_2$ -förbrukning per g C.

(Oxalsyra)  $[COOH]_2 + 1/2 O_2 \rightarrow 2CO_2 + H_2O$   
dvs 0,67g  $O_2$ -förbrukning per g C.

Vid tester enligt  $CO_2$ -produktionsmetoden ställer man nedbrytningsresultaten i relation till  $ThCO_2$ -värden, vilka - för obekanta ämnen - beräknas ur framtagna COD-värden.

De vattenprover som utnyttjats för (genomgått) nedbrytningsförsök kan - där så är befogat - användas för att närmare karakterisera den persistenta fraktionen. Härvid nyttjas **toxicitetstester** som kräver liten provmängd (t ex

Microtox), kemisk karakterisering eller screening för potentiellt bioackumulerbara substanser.

OECD's kriterier för nedbrytbarhet gäller endast för test av rena kemikalier och kan ej direkt tillämpas på komplexa blandningar. De testmetoder som anvisas av OECD är emellertid tillämpbara efter viss teknisk anpassning. För mer utförlig information rörande nedbrytbarhet och beskrivning av tester, se tex Landner & Solyom (1983).

## Biologiska effekter

Giftverkan på olika försöksorganismer kan mätas i form av försämrad överlevnad eller som **subletala** effekter på reproduktion, tillväxt, fysiologi m m. Gifteffekter indelas ofta enligt begreppen akuta och kroniska beroende på hur snart de uppträder när organismen exponeras. Ett "kroniskt test" skall i princip omfatta hela eller större delen av organismens livscykel. En mera ändamålsenlig rubricering av här aktuella testmetoder är översiktliga sk screeningtester respektive **långtidstester** - de senare då med en **exponeringstid** på i regel mer än 2 veckor.

Effekter på överlevnad studeras normalt under kort tid (48 eller 96 timmar) och anges som **LC50** (letal koncentration för 50% av försöksorganismerna).

Detta är ett förhållandevis grovt toxikologiskt mått. Trots metodernas relativa okänslighet ger LC50-värden en anvisning om ett avloppsvattens mest drastiska miljöfarliga egenskaper.

Några av fördelarna med screeningtesterna är att de har förhållandevis hög precision och i många fall har använts sedan lång tid tillbaka.

Eftersom olika växt- och djurarter har olika känslighet mot föroreningar har utvecklats principen att, som ett första led i en miljöfarlighetsanalys, använda försöksorganismer tillhörande flera olika livsformer t ex kräftdjur, fisk, alg etc och med olika levnadssätt.



## Bioackumulering

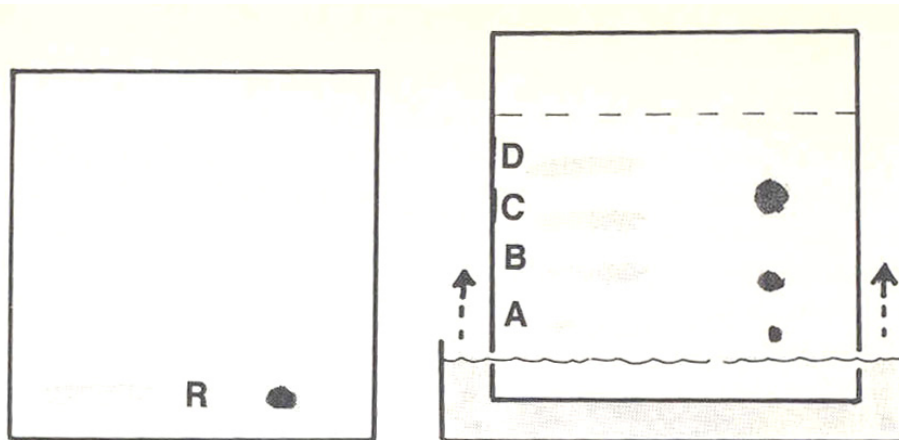
Då förhöjda halter av en substans uppträder i organismer i förhållande till omgivningen, brukar detta kallas för att substansen bioackumuleras. Sker upptaget i en vattenlevande organism från vattnet benämns detta **biokoncentration**. Ökade halter via födan till högre trofnivåer i näringsväven benämns **biomagnifikation** (ibland även indirekt biokoncentration).

Studier rörande bioackumulering i vattenmiljön utförs vanligtvis som biokoncentrationsförsök i vilka man med kemisk analys följer upptaget av en substans i organismer som exponeras i kontaminerat vatten. Vanligen eftersträvar man att ha en konstant halt av den aktuella substansen i akvarievattnet. Uppnås efter en tids exponering en konstant halt i organismen (jämvikt) kan man bestämma den sk biokoncentrationsfaktorn (BCF) för substansen som kvoten mellan halten i organismen och halten i vattnet. BCF är en kvantitativ uppskattning av en substans bioackumulerande förmåga. För vissa substanser erhålls på grund av metaboliska processer ingen konstant halt i organismen varför inget BCF-värde kan beräknas.

Bestämning av BCF för en substans genom ett biologiskt test kräver relativt omfattande insatser av både biologer och kemister. Man har dock konstaterat att det finns en god korrelation mellan BCF-värdet för en organisk substans och dess **fördelningskonstant** (P) i ett tvåfasvätskesystem. Genom att P relativt lätt kan bestämmas (som kvoten mellan koncentrationen i ett opolärt lösningsmedel och koncentrationen i ett polärt lösningsmedel vid jämvikt i ett tvåfssystem) kan också BCF beräknas. Vanligen bestäms P i tvåfssystemet n-oktanol/vatten (Pow).

Exempel på empiriskt funna samband mellan Pow och BCF är

$\log BCF = 0,85 \cdot \log Pow - 0.70$	(Esser & Moser, 1982)
$BCF = 0,048 \cdot Pow$	(Mackay, 1982)



Figur 3. Tunnskiktskromatografi. Extrakt från avloppsvatten appliceras tillsammans med en referenssubstansblandning (R) på en tunnskiktsplatta. Vid eluering med vattenhaltigt lösningsmedel separeras substanserna efter graden av fettlöslighet. Här är komponent A mer fettlös än de övriga (B–D) i avloppsvatten.

I förberedelsearbete med system för klassificering och märkning av miljöfarliga ämnen och produkter har föreslagits som kriterium för bioackumulerbarhet att BCF för fisk  $\geq 100$  alternativt Pow  $\geq 100000$ .

Det som sagts ovan gäller i första hand specifika organiska substanser. Då ett avloppsvatten normalt har en komplex sammansättning har andra tekniker för att karakterisera bioackumulerbara komponenter utprovats. Ett sådant sätt är att efter en vätske/vätskeextraktion av avloppsvattenprovet separera de ingående komponenterna efter lipofilitetsgrad med tunnskiktscromatografi (Renberg et al. 1985). Figur 3. De mest lipofila fraktionerna (som kan antas innehålla potentiellt bioackumulerbara substanser) kan sedan isoleras och karakteriseras med t ex gaskromatografi. Denna typ av teknik är speciellt värdefull vid utvärdering av försök med externa reningsprocesser och processmodifikationer. Den gaskromatografiska analysen ger härvid en kvantitativ uppfattning om huruvida potentiellt bioackumulerbara substanser reduceras eller tillkommer genom de planerade åtgärderna.

Resultaten av en tunnskiktscromatografisk karakterisering kan behöva verifieras genom bioackumuleringstest

med t ex fisk eller musslor (STEG III) eller genom analys av miljöprover. En nyckelfråga blir då om lämpliga analytiska metoder finns tillgängliga eller kan utvecklas för de potentiellt bioackumulerbara substanserna.

Ämnen av typ kadmium och kvicksilver, som bioackumuleras på grund av att de mer eller mindre specifikt binds kemiskt till vissa proteiner i kroppen, kan karakteriseras i detta avseende endast genom exponeringsförsök med levande organismer.

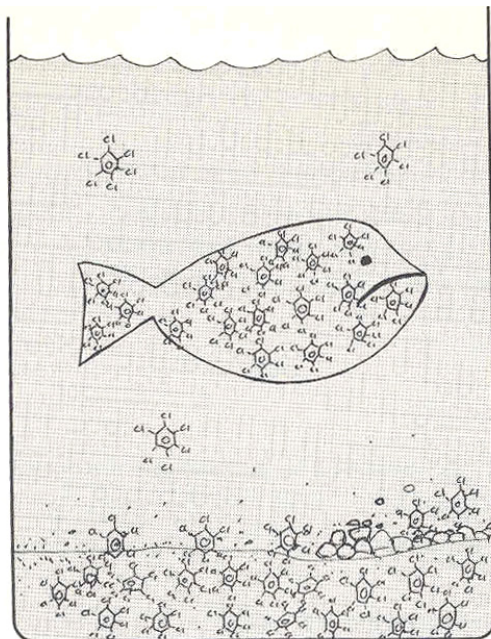
## Kemisk karakterisering

Det stora antal substanser av mycket varierande kemisk karaktär som ofta ingår i ett avloppsvatten gör det svårt och näst intill omöjligt att rekommendera generella analytiska procedurer.

Det finns principiellt två olika sätt att närma sig problemet. Det ena är att med kännedom om vilka substanser som används eller kan bildas i produktionen lägga upp ett undersökningsprogram för att uppskatta motsvarande halter i utgående avloppsvatten. Det andra är att göra en så generell undersökning som möjligt med de medel som står till buds. En sådan mer eller mindre förutsättningslös analys baseras, när det gäller organiska substanser, nästan undantagslöst på en extraktion följt av identifiering med gaskromatografi/masspektrometri. Härigenom isoleras och identifieras endast de mer svårlösliga substanserna i vattnet vilket kan ge svårtolkade resultat.

I det första fallet finns risken för att man bortser från substanser som man primärt inte haft anledning misstänka finns i avloppsvattnet. I fallet med förutsättningslös analys blir undersökningen mycket kostsam utan att man för den skull har någon garanti för att man lyckas fånga in alla intressanta substanser. Praktiskt sett är en kombination av de två synsätten att rekommendera. Graden av insats i form av kemisk analys måste avgöras från fall till fall och bör baseras på eventuella indikationer på biologiska effekter antingen dessa har observerats ute i recipienten eller på laboratoriet.

Ett organiskt ämnes uppförande - både vid en kemisk analys och i **ekosystemen** - bestäms i hög grad av dess vattenlöslighet och dess molekylvikt. Graden av vattenlöslighet kan uttryckas på traditionellt sätt eller som ofta i dessa sammanhang med begreppet polaritet. Polaritet kvantifieras genom att man mäter ämnets fördelning mellan ett organiskt lösningsmedel, vanligen oktanol, och vatten.



Minskande vattenlöslighet  
(= minskande hydrofilitet,  
polaritet) medför:

- ökande fettlöslighet  
(ökande lipofilitet)
- ökande fördelningskvot  
(Pow se s. 25)
- ökande benägenhet för  
bioackumulering
- ökande adsorptionsbe-  
nägenhet till partiklar och  
sediment.

Figur 4. Förhållandet mellan löslighet i vatten och ackumulering i organismer och i sediment.

Ämnen med låg löslighet i vatten benämns **hydrofoba** (vattenskyende) vilket visar sig i hög fördelningskvot i systemet oktanol/vatten. Dessa ämnen löser sig lätt i fettvävnad vilket innebär en benägenhet till bioackumulering. De adsorberas vidare lätt till partiklar i vattnet.

En tredje faktor som bör beaktas är de funktionella grupper som finns hos många ämnen (amino-, fenol, karboxylgrupper etc) och som i hög grad bestämmer den kemiska reaktiviteten. Vissa grupper är joniserbara vilket bland annat innebär att vattenlösligheten kan förändras drastiskt även vid måttliga förskjutningar av vattnets pH.

Ofta är innehållet av enskilda substanser i ett avloppsvatten ofullständigt känt. En identifiering, som vanligtvis utförs med masspektrometri, är därför tidsödande och kostsam. En karakterisering av provet med hjälp av t ex kromatografiska metoder kan däremot ofta vara motiverad. I sådana fall studerar man mönstret ("fingerprint") av de toppar som erhålls vid gas- eller vätskekromatografisk analys av proverna. Som exempel på tillämpning av denna metodik kan nämnas att jämföra prover tagna före, respektive efter, en avloppsreningsanläggning i syfte att studera verkningsgraden vad avser reduktion av organiska ämnen.

De analyser som diskuterats ovan bygger på bestämning av enskilda substanser. Det är en viktig principiell skillnad

mellan denna typ av analyser och analyser där man bestämmer någon form av samlingsparameter. Till den senare typen hör t ex bestämningar av vattnets organiska innehåll, baserade på BOD (biokemisk syreförbrukning), **COD (kemisk syreförbrukning)**, TOC (totalt organiskt kol) och DOC (löst organiskt kol). Hit hör också parametrar av typ **AOX** (adsorberbart organiskt bundet halogen), **TOCl** (totalt organiskt bundet klor) och "total mängd fenol". Till skillnad från analys av specifika substanser, där samma resultat i princip skall erhållas oberoende av vilken metod man använder, är den senare typen av parameter-analys mycket beroende av hur metoden är definierad.

Eventuell förekomst av metaller i ett avloppsvatten är i regel lättare att förutsäga och karakterisera än vad gäller organiska ämnen. Analyser utförs enligt etablerad standardteknik när man har anledning misstänka att metaller förekommer i halter som kan ge toxiska effekter eller på annat sätt vara av ekologisk betydelse.

# STEG I

## Nedbrytbarhet

Visserligen har, åtminstone ursprungligen, främst BOD- men också COD-analyserna introducerats i vattenanalytiken för att tjäna bedömningen av de syretärande effekterna av utsläpp i recipienterna. Men resultaten från de i utsläppskontrollen ingående analyserna av BOD<sub>7</sub> och COD<sub>cr</sub> kan - som tidigare berörts - också utnyttjas för att ge en första antydning om nedbrytbarheten av ett utsläpps organiska innehåll eftersom de återspeglar innehållet av omedelbart och lätt nedbrytbar organisk substans respektive det totala organiska innehållet. Kvoten BOD<sub>7</sub>/COD<sub>cr</sub> utgör med andra ord ett nedbrytbarhetsindex.

Eftersom indexmättet bara ger en enstaka informationsbit om nedbrytningsprestanda för en tidsperiod, som oftast representerar endast en liten del av hela det möjliga och ofta nog komplicerade nedbrytningsförloppet, har det emellertid ett ganska begränsat värde som bedömningsunderlag. Det är således - om man bortser från de uppenbara fall då BOD<sub>7</sub>/COD<sub>cr</sub>-kvotvärden nära 1 erhålls - egentligen endast i de fall där man vet att avloppsvattnets organiska innehåll bryts ner genom ett enhetligt oxidationsförlopp, som man utifrån den berörda kvoten kan dra någorlunda säkra slutsatser om den för utvärderingen viktiga nedbrytningshastigheten\*.

\* Följer man i dessa fall den ena, genom "time-window"-kriteriet fastlagda, värderingsprincipen i OECD's Guidelines, så går gränsen mellan lätt- och svårnedbrytbarhet vid kvotvärdet BOD<sub>7</sub>/COD<sub>cr</sub> = 0,43 (varvid k-värdet i nedbrytningsformeln BOD<sub>n</sub> = BOD<sub>∞</sub> (1 - 10<sup>-k n</sup>) ligger vid 0,035). Det andra värderingskriteriet - formulerat som kravet på "passlevels" uppnående inom 28 dygn - kan på uppenbara grunder inte utnyttjas i detta sammanhang.

Icke-enhetliga oxidationsförlopp uppträder ofta vid nedbrytningsförsök med sammansatta avloppsvatten då de olika organiska substanserna bryts ner med olika hastighet vilket kan ske efter lagfaser av olika längd eller simultant. I sådana fall ger BOD<sub>7</sub>-värdet överhuvudtaget ingen meningsfull information om nedbrytningsprocesserna och BOD/COD-kvoten kan då - vid eventuell, aningslös schablonbedömning - i somliga fall underskatta nedbrytbarheten och i andra överskatta den.

Det måste påpekas och beaktas att en annan biooxidativ process, **nitrifikationen** (som ger syretäring benämnd NOD) kan ge förhöjda testvärden på nedbrytningen utan att representera någon nedbrytning av den organiska substansen. Detta kan vara en allvarlig störningskälla, då ju COD-analysen inte medför någon motsvarande kemisk kväveoxidation.

## Biologiska effekter

Principen att hellre testa flera, organisatoriskt skilda, organismer med enkla metoder än att fördjupa effektstudierna på en art ger ett bättre underlag för en första bedömning av den potentiella giftigheten hos ett utsläpp.

Praxis är att som standardorganismer i STEG I välja en art av respektive fisk, kräftdjur, mikroalger samt högre växter. Många metodbeskrivningar är tillämpbara för flera arter. Artvalet styrs av syftet med undersökningen. Är det viktigt att kunna direkt jämföra med resultat från andra rapporterade undersökningar föredras existerande standardiserade tester. Om det däremot är mera motiverat att se effekterna i relation till organismer i en specifik recipient, väljs försöksorganismer som normalt har sin hemmahörighet i vatten av samma typ som denna.

Korttidstester med överlevnad som testvariabel har begränsat värde för bedömning av skador som uppstår vid längre tids exponering för ett utsläpp och vid större utspädning. För detta ändamål används toxicitetstester enligt STEG II och III. Screeningtester med biologiska metoder av det slag som skisseras här fångar inte in effekter av persistenta och bioackumulerande substanser. Därtill är experimenttiderna alltför korta, samtidigt som flera möjliga naturliga upptagsvägar är eliminerade. En bedömning av förekomst av potentiellt bioackumulerbara ämnen görs därför i första steget baserat på indirekta kemiska screeningmetoder.

När t ex ekonomiska omständigheter kräver att batteriet av toxicitetstester begränsas från vad som rekommenderas i

STEG I bör i typfallet fisk vara prioriterad försöksorganism följd av mikroalger och kräftdjur.

Testmetoder med luminiserande bakterier, t ex Microtoxmetoden, har visats rangordna toxiska ämnen oftast på samma sätt som högre organismer. De kan genom att de är förhållandevis enkla och snabba användas för översiktliga undersökningar när antalet prover är så stort att användning av andra testmetoder är orealistisk. Detta är aktuellt bland annat vid kartläggning av eventuella dygnsvariationer hos ett utsläpp.

I de fall ett utsläpp i första hand leds till en reningsanläggning med biosteg är det av primärt intresse att klarlägga risken för effekter på detta. För detta ändamål inkluderas i testbatteriet test avseende hämning av nitrifikation och respiration hos aktivt slam-organismer.

## Bioackumulering

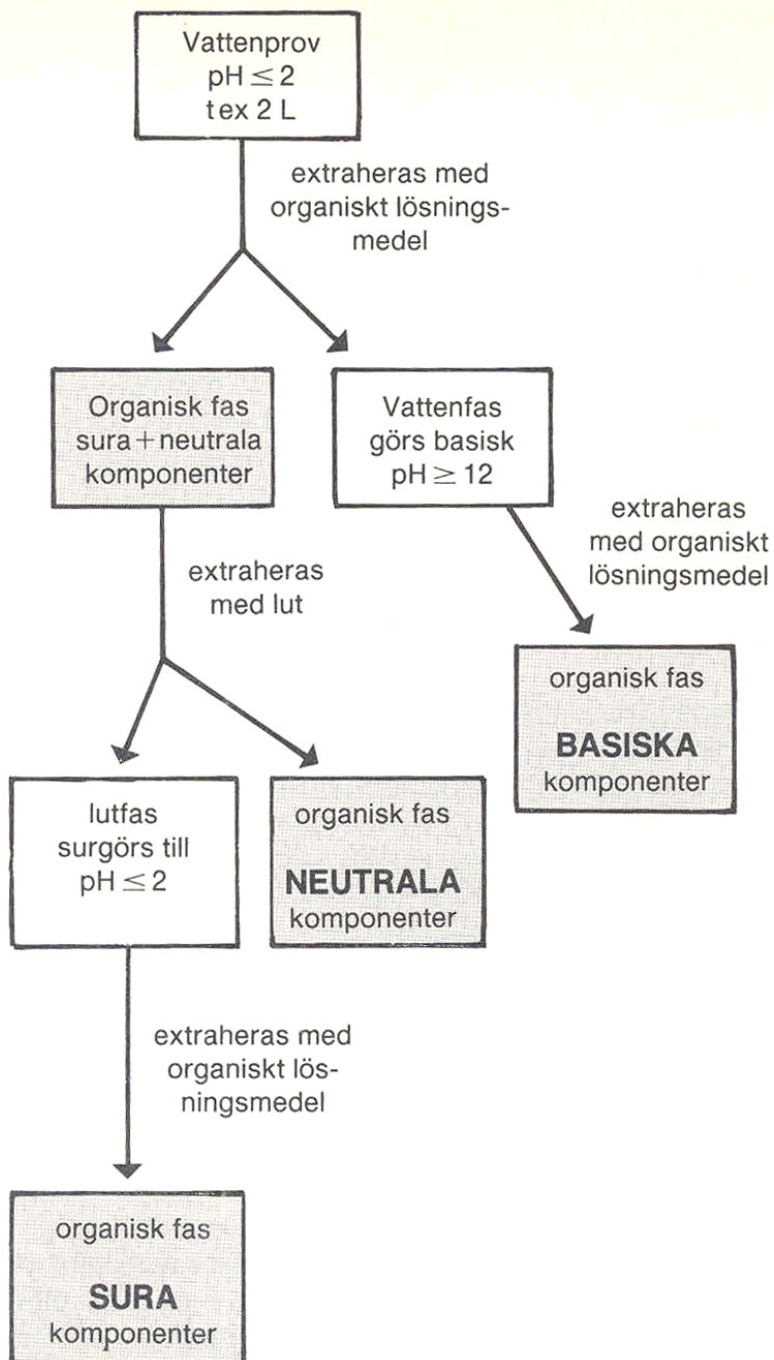
När misstanke finns att ett avloppsvatten innehåller bioackumulerbara substanser bör den grundläggande insatsen koncentreras på undersökning av avloppsvattnets innehåll av substanser med höga Pow-värden. Enligt vad som sagts ovan är det betydligt mer resurssnålt att med hjälp av relationerna mellan Pow och BCF beräkna en potentiell bioackumulerbarhet än med faktiska djurförsök. Sådana blir aktuella i STEG III.

En STEG 1-undersökning sker genom att man extraherar avloppsvattnet efter lämplig pH-justering (ev. delas extraktet i en sur, en basisk och en neutral fraktion, figur 5) och därefter separerar i extraktet ingående komponenter efter lipofilitetsgrad med tunnskikt-kromatografi (TLC). Potentiellt bioackumulerande substanser separerade på tunnskiktsplattan detekteras därefter enligt två principer.

Enligt den första visualiseras vissa typer av kemiska grupper t ex aromatiska föreningar genom spray-reagens eller UV-ljus. Genom att bestämma vandringssträckan ( $R_f$ -värdet) kan man beräkna ett troligt BCF-värde. Finns det anledning att anta att vissa grupper av oönskade processkemikalier finns i avloppsvattnet kan detta vara ett lämpligt sätt att spåra dessa.

Det andra detektionssättet bygger på att isolera fraktioner på tunnskiktsplattan motsvarande olika lipofilitetsintervall t ex log Pow 4-5 och log Pow > 5 och att därpå karakterisera dessa med gaskromatografi. Denna metodik är lämplig när man vill studera en reduktion av potentiellt





Figur 5. Avloppsvattnet kan delas upp i en sur, en neutral och en basisk fraktion före undersökning av eventuella potentiellt bioackumulerbara substanser.

bioackumulerbara substanser vid förändring av process eller reningsteknik utan att för den skull behöva lägga ner ett omfattande identifieringsarbete.

Det bör påpekas att en bioackumuleringsundersökning i STEG I endast är motiverad om man har anledning anta att bioackumulerande substanser finns närvarande i avloppsvattnet eller när man önskar studera reduktionen av lipofila substanser vid införandet av nya processer eller reningsteknik.

## Kemisk karakterisering

Proverna karakteriseras alltid först med avseende på de konventionella vattenkvalitetsparametrarna: pH, konduktivitet, suspenderat finpartikulärt material, kväve- och fosforföreningar.

Avloppsvattnets innehåll av grupper av kemiskt närbesläktade substanser bestäms, när så bedöms motiverat, med metoder utarbetade för gruppsspecifik analys. Dessa substansgrupper varierar givetvis med industrityp. Exempel på sådana grupper och motsvarande metoder är: totalmängd olja bestämd med IR, mängden anjonaktiva tensider bestämd som metylenblått-komplex med spektrofotometri samt klorerad organisk substans bestämd som TOCl eller AOX.

Avloppsvattnets totala innehåll av organiska substanser bestäms som COD eller TOC. Känsligheten hos COD- liksom hos BOD<sub>7</sub>-analyserna ligger på mg/l-nivå vilket innebär att specifika föroreningar av betydelse redan vid µg/l kan föreligga i relativt höga halter utan att ge utslag i detta led av karakteriseringen.

Ingående specifika substanser i avloppsvattnet analyseras om man på goda grunder kan anta att dessa bidrar till toxiciteten eller är kända som persistenta och/eller bioackumulerbara. Förekommande indikatorsubstanser bestäms likaså. Kvantifiering sker med allmänt accepterade metoder utvecklade för enskilda substanser. Exempel på sådana är analys av hartssyror och klorerade organiska ämnen med gaskromatografi samt tungmetaller med atomabsorptionsspektrometri.

## Översikt över metodik STEG I

### *KIU - SCREENINGTESTER*

#### **Nedbrytbarhet**

Kemisk syreförbrukning COD (2)\*

Biokemisk syreförbrukning BOD<sub>7</sub>(3)

#### **Biologiska effekter**

	ALTERNATIV/ KOMPLEMENT
<b>Fisk:</b> 96-hr LC50	Sebrafisk (18) Lax/regnbåge/öring (18) Löja (20) Abborre (19) Fathead minnow (18) Storspigg (19) Skrubbskädda (19) Torsk (19)
<b>Kräftdjur:</b> 48/96-hr LC50	Daphnia (21) Ceriodaphnia (22) Nitocra (23) Crangon (24) Acartia tonsa (25)
<b>Alger:</b> 5-d EC50	Selenastrum (26) Monoraphidium (26) Chiorella (26) Scenedesmus (26) Skeletonema (26)
<b>Högre växter;</b> 5-d EC50	Lemna (27) Gul lök (28) Lins (29)
<b>Aktivt slam</b>	Respirations- och nitrifika- tionshämmning (16) Prescreeningstest: Microtox (17)

## Bioackumulering

Förekomst av lipofila ämnen:  
reversed phase TLC (14)

## Kemisk karakterisering (1)

ALTERNATIV/  
KOMPLEMENT

pH (8)  
Suspended finpartikulärt material (9)  
Konduktivitet (10)  
Totalt organiskt kol TOC (4)  
Kväve-, fosforföreningar (12, 11)

Löst organiskt kol DOC (5)

Ev kända/misstänkta ämnen som bedöms kunna vara toxiska, persistenta eller bioackumulerbara. Mineralolja (13), AOX (6, 7), TOC, EOC

\* siffrorna inom= parentes hänför sig till lista över metodreferenser (sid 94)

## STEG II

### Nedbrytbarhet

I de fall mängden organiskt material är stort och resultaten från COD/BOD-analyserna lämnar öppet för olika tolkningar, finns skäl att utvidga mätprogrammet för nedbrytbarhet. Oftast erhålls då den mest relevanta informationen från ett standardiserat screeningtest som ger positivt utslag för organiska ämnen som är lätt och fullständigt nedbrytbara med icke-**adapterade** mikroorganismer (*OECD Guidelines test 301 A-E*). Resterande organiskt material är då att betrakta som nedbrytbart endast under vissa betingelser eller svårnedbrytbart.

Ytterligare information om denna fraktion får man genom test som diskriminerar mellan nedbrytbara och persistenta ämnen. I sådana tester av "inherent biodegradability" (*OECD Guidelines test 302 A-C*) tillsätts provet så att slamhalten är hög och under i övrigt gynnsamma betingelser för mikroorganismerna.

Den persistenta fraktionen som återstår efter nedbrytning av avloppsvattenproverna karakteriseras, om så bedöms motiverat, med avseende på toxicitet, bioackumulering samt genom kemisk analys (*Lindgaard - Jørgensen, 1988*). För att få tillräckligt stora volymer för dessa tester erfordras då att inkubationen sker i större kärl än vad standardmetoden anger.

### Biologiska effekter

I fall då akut dödlighet kan spåras, men endast i spädningar av avloppsvattnet som är mindre än de som beräknas föreligga i recipienten kan det vara av betydelse att närmare undersöka vilka halter som orsakar subletala effekter vid längre exponeringstider (STEG II). Test av subletala effekter har fördelen av större känslighet än effekter på överlevnad.

Fastställande av en nolleffektnivå, **NOEC** (no observed effect concentration), ger möjlighet att betydligt säkrare bedöma sannolikheten för toxiska effekter samt påverkansområdets storlek.

Val av testmetod(er) i STEG II baseras i regel på observationer i STEG I. Om t ex fisk visat sig känsligast (uppvisar lägst LC50) är det naturligt att i STEG II koncentrera undersökningarna till fisk.

Test på förekomst av **genotoxiska** ämnen i avloppsvatten är i vissa fall motiverade. Även om den ekologiska betydelsen av tumörsjukdom eller **mutagena** effekter hos djur och växter inte är utredda finns starka skäl att söka förhindra att ämnen med dessa egenskaper sprids. Riskerna för transport via fisk/skaldjur till människan måste också beaktas.

## Bioackumulering

Här används i princip samma teknik som i STEG I med två viktiga (och resurskrävande) undantag.

Provet undersöks med TLC-analys sedan det utsatts för den mikrobiologiska nedbrytningsprocessen i nedbrytbarhetstestet. Detta lämnar kvar i provet de komponenter som är persistenta.

Karakteriseringen efter TLC-uppdelningen sker med kombinerad gas-kromatografi/masspektrometri vilket möjliggör en identifiering av de persistenta och lipofila substanserna.

## Kemisk karakterisering

Avloppsvatten innehållande en komplex blandning av organiskt material kräver ofta en mer ingående kemisk karakterisering än vad som är fallet i STEG I.

Två typer av undersökningar kan bli aktuella. Den första innefattar en utökad undersökning rörande halter av specifika substanser med mer sofistikerade metoder t ex specifik upparbetning av proven följt av hög-upplösande detektering (bl a vätske- (HPLC) eller kapillärgaskromatografi, bägge med specifika detektorer). Även specifik verifiering av substanser med s k SIM-teknik ("selective ion monitoring") kan användas. För detta syfte behöver man en masspektrometer vilken som detektor är kopplad till en gaskromatograf.

Den andra typen av undersökningar syftar till att vid tecken på förekomst av okända substanser (i icke oväsentlig

koncentration) identifiera och uppskatta koncentrationen av dessa. Detta sker i första hand med kombinerad gaskromatografi/masspektrometri. Denna typ av undersökningar blir särskilt angelägen då man har funnit hög toxicitet hos avloppsvattnet utan att kunna relatera denna till någon känd komponent i vattnet.

Det förtjänar att upprepas att en av de bärande ideerna bakom KIU är att utvidgad kemisk analys i STEG II och III skall styras och motiveras i första hand av iakttagelser i de biologiska testerna. Analyserna syftar till att öka möjligheten att rätt bedöma förekomst av svårnedbrytbara, bioackumulerbara och/eller toxiska ämnen och därmed göra det möjligt att vidta relevanta åtgärder i form av processändring, extern rening etc.

## Översikt över metodik STEG II

### KIU - UTVIDGADE TESTER

#### Nedbrytbarhet

Biokemisk nedbrytning som följs genom analys av TOC eller DOC (sk Die-away) alternativt respirometriskt enligt testmetoder för lättnedbrytbara (15) respektive nedbrytbara (inherent) (15) organiska substanser.

Om det bedöms motiverat karakteriseras proverna efter nedbrytning vidare med avseende på toxicitet, bioackumulering samt genom kemisk analys (15).

#### Biologiska effekter

Planeringen bygger på erfarenheterna från STEG 1. Ur förslaget till tester väljs i regel ett eller ett par i syfte att belysa toxiciteten i större utspädning än vad som var fallet i STEG 1.

<b>Fisk:</b>	<b>Överlevnad:</b>	ägg/yngeltest sebrafisk (30) långtidsexponering 14d med art enligt STEG I (30)
	<b>Tillväxt:</b>	yngeltest Fathead minnow (31)
	<b>Fysiologi:</b>	fysiologiska förändringar lax/regnbåge/öring, aborre (32)
<b>Kräftdjur:</b>	<b>Fortplantning:</b>	Daphnia (33) Ceriodaphnia (34) Nitocra (35)
<b>Musslor:</b>	<b>Överlevnad:</b>	Larver från blåmussla (36)
<b>Alger:</b>		Algtestbatteri (37)

Genotoxicitet: Ames test utförd med olika Salmonellastammar samt med respektive utan metaboliserande system - mikrosomal fraktion från råttlever (39).



### **Bioackumulering (14)**

TLC-analys av lipofila ämnen på stabiliserade prover.

### **Kemisk karakterisering**

Uppföljning av resultat från STEG I sker med analyser av avloppsvatten med hjälp av mera avancerad metodik:

- ex kapillärgaskromatografi/masspektrometri
- "high performance" vätskekromatografi (HPLC) med specifik detektor (fluorescens eller elektrokemisk)
- vidare specifik analys

## STEG III

### Nedbrytbarhet

För en slutlig bedömning av nedbrytningsförlopp/-hastighet av svårnedbrytbara ämnen används så kallade **simuleringstest** (bl a OECD Guidelines test 303 A) med mikroorganismer tagna från den aktuella recipienten, t ex en havsvik.

### Biologiska effekter

För att ytterligare öka realismen i exponeringssituationen finns alternativet att sätta ut burar med organismer, vanligtvis fisk eller musslor, i den aktuella recipienten. Sådana fältexperiment har i vissa fall med framgång använts för att undersöka hur komponenter i utsläppet tas upp och ackumuleras i djuren och hur de även kan ge upphov till smakförsämring (organoleptiskt test). Fysiologiska förändringar som visar på subletal förgiftning har likaså spårats hos burutsatt fisk.

Hälsoundersökningar av viltfångad fisk i förorenade vattenområden har visats vara en känslig metodik lämpad för kartläggning av bl a påverkansområdets utbredning. Den klinisk-kemiska eller morfologiska analysmetodiken ställer relativt stora krav på utrustning och specialistkunnande hos utförande laboratorium.

Genom experiment i så kallade modellekosystem uppnår

man likaså en högre grad av realism än i det artificiella, enkla laboratorietestet. De relativt resurskrävande arbetsinsatserna ger möjlighet att fånga upp effekter på flera organismer som exponeras tillsammans, samtidigt som även ekosystemeffekter såsom konkurrens, predation m m kan komma till uttryck. Speciellt lämpad synes denna experimentella teknik vara för undersökning av substansers fördelning och nedbrytning ("fate").

I fall då utsläppet innehåller ämnen med speciell risk för anrikning i sediment eller då indikationer finns på skador på mjukbottnar finns motiv för att undersöka utsläppets giftighet för sedimentlevande djur.

## Bioackumulering

STEG III innefattar faktiska bioackumuleringsförsök med organismer (mussla eller fisk) exponerade för det aktuella avloppsvattnet. Alternativt till laboratorieförsök analyseras eventuellt misstänkta persistenta substanser i stationära organismer tagna i närrecipienten.

Förutsättningen för att dessa typer av undersökningar ska kunna genomföras är att kemiska analysmetoder för aktuella persistenta substanser i avloppsvattnet finns tillgängliga.

## Kemisk karakterisering

En STEG III-undersökning måste, som tidigare nämnts, skraddarsys för sitt ändamål och det är därför svårt att ge annat än generella riktlinjer.

Det kan finnas behov av ett utökat identifieringsarbete, ibland med mycket kvalificerad instrumentering (t ex högupplösande masspektrometri, tandemmasspektrometri, HPLC/MS-teknik). Behov kan också finnas att öka känsligheten (lägre detektionsnivå) eller selektiviteten (förmågan att skilja mellan kemiskt närbesläktade ämnen). Undersökningar av kända högtoxiska substanser t ex klorerade dioxiner och närbesläktade ämnen kan vara aktuella.

Analys av organismer eller sediment från recipienten kan i vissa fall vara det mest effektiva tillvägagångssättet för att påvisa misstänkta utsläpp, speciellt om dessa sker stötvis.

Vid undersökningar av denna karaktär är behovet av en samordnad och detaljerad undersökningsplan om möjligt ännu mer motiverad då denna typ av kemiska analyser brukar bli mycket kostsamma.

## Översikt över metodik STEG III

### *KIU - KONFIRMERANDE UNDERSÖKNINGAR*

STEG III-karakterisering sker med ännu större flexibilitet än i de tidigare stegen. Undersökningarna tar form av utvidgade eller mera specifikt riktade laboratorieexperiment, experiment i mera realistiska system - modellekosystem alternativt burförsök eller, när så bedöms ge den bästa informationen, genom undersökningar av organismer infångade i fält från området som är påverkat av det aktuella avloppsvattnet. Kemisk analys av sediment från recipienten kan ge integrerad information om fluktuerande utsläpp.

#### **Nedbrytbarhet**

Test med mikroorganismer isolerade från miljön s k "simulation tests" (15). Specifik kemisk analys av kända komponenter kan vara befogad.

#### **Biologiska effekter**

- Laboratorieförsök sebrafisk  
sena effekter (40)  
sill ägg/yngel (40)  
fysiologiska effekter (41)  
förorenade sediment - Tubifex, Daphnia (49)
- Burförsök  
fysiologiska förändringar hos fisk - lax/regnbåge/öring,  
abborre (44, 45).  
smakförändringar hos fisk - lax/regnbåge/öring (42)
- Viltfångad fisk  
fysiologiska förändringar - abborre, skrubbskädda (44, 45)  
skelettförändringar hos hornsimpa (47)  
morfologiska förändringar hos fisk - lax/regnbåge/öring,  
hornsimpa (46)
- Samhällsnivå  
toleransökning hos perifytosamhällen (38)
- Modellekosystemtest (48)  
studium av nedbrytning/omvandling, fördelning samt effekter  
i - littoralsamhällen - mjukbottensamhällen

### **Bioackumulering**

Analys av organismer som exponerats för avloppsvattnet på laboratoriet (50), som burutsatta i recipienten eller som viltlevande.

- fisk: lax/regnbåge/öring,  
abborre
- musslor: blåmussla,  
dammussla
- snäckor: Lymnea (42)

### **Kemisk karakterisering**

Fortsatt specifik analys med avancerad metodik.  
Analys av sediment.

## UTVÄRDERING AV TESTRESULTAT

Möjligheterna att dra en rimlig "ekotoxikologisk" slutsats, göra en miljöfarlighetsbedömning (Fig. 2), från en genomförd karakterisering beror i hög grad på hur väl formulerad frågeställningen varit och hur man därefter utformat batteriet av tester samt hur man tagit sina prover. Den som har att slutligen utvärdera resultaten bör därför aktivt ansvara för försöksprogrammets uppläggning.

### Koppling till driften

Uttagna prover måste så långt möjligt återspegla realistiska driftsförhållanden vid den anläggning man undersöker (*Appendix 1*). Det är endast undantagsvis detta låter sig göras med en enda provtagning. Existensen av så kallad "normaldrift" har ofta visat sig svår att belägga i verkligheten, eftersom stora variationer i utsläppens sammansättning förekommer. Även kortvariga driftsstörningar kan ge kraftiga miljöeffekter. Kända störningar och variationer i driften måste därför identifieras och om möjligt inrymmas i testprogrammet.

## Påverkande faktorer

Resultaten från den kemiska och biologiska karakteriseringen bildar tillsammans med basinformationen underlag när t ex behovet av olika utsläppsbegränsande åtgärder skall bedömas. En bedömning av risken för effekter i recipienten utifrån testresultaten måste göras med beaktande av rådande lokala förhållanden som:

- **utsläppets storlek och variationer i tiden**
- **utspädning, vattenomsättning och topografi etc. Speciell hänsyn tas till perioder av lågvattenföring**
- **vattentemperatur, recipientens istäckta perioder**
- **vattenbeskaffenhet (hårdhet, pH, etc)**
- **andra utsläpp i recipientområdet**
- **recipientens utnyttjande för andra ändamål.**

För att rätt beakta inverkan av *vattenomsättningen* beräknas koncentrationsgradienter för avloppsvattnet under lågvattenföring, istäckning eller motsvarande. Detta för att få en uppfattning om storleken av det område inom vilket risk för påverkan föreligger under mest ogynnsamma förhållanden. Recipientens *islagda period* måste tillmätas betydelse då istäcket begränsar vindpåverkad spridning och utspädning och samtidigt hindrar flyktiga komponenter i avloppsvattnet att avgå till atmosfären. Låg nedbrytbarhet och benägenhet att anrikas i organismer är betydelsefulla miljöfarlighetsmått även vid utsläpp i öppna vattenområden med goda utspädningsförhållanden.

Hög *vattentemperatur* förstärker i allmänhet toxiska effekter men påskyndar samtidigt eventuell biokemisk nedbrytning. Låga vattentemperaturer å andra sidan medför en sänkt biokemisk nedbrytbarhet vilket gör att även nedbrytbara substanser kan spridas över stora områden.

*Vattenbeskaffenhet* (salthalt, pH, hårdhet) påverkar ofta ett ämnes egenskaper och effekter i recipienten. Detta måste beaktas såväl vid valet av testorganismer som vid utvärderingen av resultaten.

## Andra utsläpp i området

Kännedom om andra utsläpp till samma recipient måste naturligtvis beaktas vid bedömning av eventuella risker för skadeverkningar. **Synergistiska** effekter kan eventuellt förekomma men även om sådana inte behöver befaras är en additiv effekt av olika toxiska ämnen vanligt förekommande.

## Recipientens utnyttjande

Recipientens utnyttjande för andra ändamål som bad, fiske och/eller som råvattentäkt är också av betydelse för bedömning av undersökningsresultaten och vilka krav som bör ställas. Exempelvis måste förekomsten av bioackumulerande ämnen i avloppsvattnet betraktas som ytterligare allvarligt om recipienten är av betydelse för fångst av konsumtionsfisk. Mutagena och bioackumulerande ämnen i utsläpp till recipient, som utgör råvattentäkt för dricksvatten, är självfallet särskilt alarmerande.

## Potentiell miljöfarlighet - ekologiska effekter

De principer som karakteriseringen i STEG I och STEG II bygger på är inte specifikt "recipientanpassade", utan ger som resultat en karakterisering av komplexa avloppsvattens potentiella miljöfarlighet. Denna kan inte tjäna som tillräcklig grund för en bedömning av vilka ekologiska effekter som verkligen inträffar i en viss recipient. Sådana bedömningar erfordrar i regel mer avancerade undersökningar, enligt STEG III. Karakterisering i de första stegen kan emellertid utformas mer eller mindre recipientanpassad, genom användningen av organismer, som normalt bör finnas i den miljö där utsläppen sker och bör i flertalet fall räcka som underlag för beslut om åtgärder.



# MILJÖFARLIGHETS- KRITERIER

## Nedbrytbarhet

Vid utvärdering av den potentiella miljöfarligheten, baserad på testerna, fästs största vikt vid eventuellt påvisade svårnedbrytbara ämnen. Samhällets uttalade miljöskyddspolicy, att med kraft nedbringa utsläpp av sådana substanser i miljön, är motiverad av att många av de mest uppmärksammade miljögifterna uppträder som sådana just på grund av motståndskraft mot nedbrytning i kombination med att de är toxiska.

Testmetodikerna på detta område är stadd i utveckling och tillåter i många fall ännu inte någon långt gående utsaga om den verkliga nedbrytningen i aktuella miljöer. Lätt nedbrytbara ämnen låter sig i regel enkelt karakteriseras liksom de mycket svårnedbrytbara. "Grå" ämnen som i testerna blir bedömda som delvis eller långsamt nedbrytbara är däremot svåra att värdera. I förebyggande syfte skall utsläpp av denna stora kategori organiska ämnen behandlas restriktivt såsom potentiellt riskabla. Detta innebär i praktiken att åtgärder för att minska utsläppet bör föreskrivas. Alternativt skall vidare testning göras i syfte att närmare belysa egenskaperna hos dessa ämnen.

Det bör observeras att de standardiserade testmetoderna för nedbrytbarhet i första hand är utvecklade för undersökning av enskilda ämnen. Kriterierna för "lättnedbrytbarhet", vilka anges till 60 % alternativt 70 % reduktion beroende på metod och parameter är således inte tillämpbara för blandningar av kemikalier. Detta kan illustreras med ett hypotetiskt exempel, där ett avloppsvatten består till 80 av lättnedbrytbara sockerarter och 20 % svårnedbrytbara ämnen ex.vis DDT. Parametern DOC (löst organiskt kol) reduceras i testet med 80 % vilket uppenbarligen inte skall tolkas så, att det organiska innehållet i provet är lättnedbrytbart. Ytterligare information om andra egenskaper tex toxi-

citet och innehåll av bioackumulerbara ämnen eller AOX skulle således indikera att vissa komponenter i provet inte bryts ner proportionellt mot DOC. Nedbrytbarhetstest innehållande dessa moment ger också en större möjlighet att fånga upp bildning av omvandlingsprodukter som i sig kan vara lika miljöfarliga som utgångsprodukterna eller tom farligare.

## Bioackumulering

Ämnen, som förutom att vara persistenta även är bioackumulerbara, kan ge allvarliga effekter och skall därför minimeras i avloppsvatten. Indikation på förekomst av fettlösliga ämnen i STEG I leder därigenom också in handlingsmönstret på process/reningsåtgärder alternativt vidare tester för att bekräfta observationerna. Som bioackumulerbara i dessa sammanhang betraktas ämnen med en biokonzentrationsfaktor,  $BCF > 100$  eller  $\log Pow > 3$ .

## Toxicitet

Toxiciteten hos ett ämne är dosrelaterad, dvs effekten är beroende av koncentration i vattnet och exponeringstid. Påvisad akuttoxicitet i ett avloppsvatten gentemot de prövade testorganismerna bedöms genom att beakta utspädningen i recipienten. En grov klassning av toxiciteten kan göras enligt följande tumregel: om den primära spädningen i utsläppspunkten ger en koncentration av avloppsvattnet som överstiger LC50 eller EC50 multiplicerat med en faktor 0,1 bedöms utsläppet vara akut toxiskt. Detta bör i sig alltid föranleda åtgärder. Är den primära spädningen större men fortfarande beräknas ge koncentrationer som överstiger LC50 eller EC50 x 0,01 bedöms utsläppet fortfarande kunna orsaka skador. Detta bör leda till STEG II-undersökningar i avsikt att belägga, med känsligare tester, effekten av utsläppet vid större utspädning. Det måste understrykas att detta beräkningsförfarande inte kan tillämpas för att påvisa ofarliga (icke-toxiska eller "säkra") koncentrationer för recipienten, vilka kan fastställas endast efter mycket omfattande undersökningar.

Ett vattenområde med koncentrationer av ett avloppsvatten som i tester enligt STEG I och II visats vara toxiskt bedöms som påverkat av utsläppet. Denna påverkan är alltid negativ. Ju större påverkansområdet är desto allvarli-

gare blir den ekologiska följden. Likaså bedöms skadeverkningarna som svårare om utsläppet sker i t ex strandnära områden av betydelse för många organismers fortplantning. En beräkning av spridnings- och spädningsskildern är ofta motiverad för att illustrera utsträckningen av området som påverkas.

Det skall här tilläggas att extrapolering enligt ovan från laboratoriedata till fältförhållanden och från akuttoxicitetsdata till subletala effekter innebär en kraftig approximering och bör tillämpas med stor försiktighet. Observationer från experimenten, toxicitetskurvans lutning m m, kan påverka bedömningen. Som princip gäller att metoderna inom STEG I och II inte är ägnade att "frikänna" avloppsvatten för miljöfarlighet utan snarare att peka ut de mest miljöfarliga som underlag för prioriteringar av åtgärder. Indikationer på förekomst av svårnedbrytbara eller bioackumulerbara ämnen föranleder strängare bedömning. Man bör alltid överväga alternativet att genom utvidgad testning ytterligare precisera risken och graden av påverkan innan beslut om åtgärder tas.

# APPENDIX 1

## PROVTAGNING OCH PROVBEHANDLING

Introduktion 56

Provuttag 57

Provvattenbehandling i samband med uttag 58

- provkonservering 58
- provkärl 59
- transport 59

Sammanfattning 60

Provvattenbehandling i samband med test 61

- partikelrika avloppsvatten 62
- bakterierika avloppsvatten 62
- färgade provvatten 63
- justering av pH 63
- justering av salthalt 63
- syrgashalt 63

Dokumentation 63

## Introduktion

Testresultatens användbarhet baseras i första hand på en ändamålsenlig provtagningsstrategi. Planering av provtagning görs med utgångspunkt från undersökningens syfte och därpå formulerade frågeställningar. Detta gäller såväl val av provtagningspunkter och -frekvens, som provtyp (stickprov, tids- eller flödesstyrda dygns- eller veckoprov).

Om avsikten är att belysa risken för effekter i recipienten, tas prov på en punkt efter eventuella reningsanläggningar och liknande. För kartläggning av olika processers bidrag till ett samlat avloppsvattens effekter tas prover på delströmmarna. Om avsikten istället är att undersöka effektiviteten hos en reningsanläggning tas prover före och efter behandlingen.

Basinformationen har ett avgörande inflytande på provtagningsstrategin. Provtagningen skall därför alltid utföras i direkt och nära kontakt med drifts- och miljöansvariga som är väl insatta i produktions- och utsläppsförhållanden vid anläggningen. Alla dessa uppgifter skall dokumenteras väl i samband med provtagningen.

Den som utför undersökningar ansvarar gentemot uppdragsgivaren för undersökningsresultaten och deras användbarhet och garanterar detta bl a genom en ändamålsenlig planläggning. Kvalitetssäkringsrutiner skall garanteras av utsedd person. Det upprättade förslaget till provtagnings- och testprogram skall redovisas. Vid redovisningen bör lämplig representant för företaget, dess övriga sakkunniga, ansvariga myndigheter samt den som upprättat förslaget vara närvarande.

Korrekt uttag, hantering och förvaring av avloppsvattenprover förutsätter viss kännedom om deras karaktär. Så kan t ex avloppsvatten innehållande metaller eller lättflyktiga komponenter medföra särskilda uttags- och konserveringsmetoder. Vidare kräver vissa tester att avloppsvattnet behandlas och förvaras på särskilt sätt. Uttag, hantering och förvaring måste därför planeras med stor omsorg och lämpligt tillvägagångssätt avgöras för varje enskilt fall.

## Provuttag

Vattenprov skall alltid tas så att det är representativt för de förhållanden undersökningen avser. Provtagningsteknik och uttagstillfällen skall därför anpassas till för aktuell frågeställning, representativa drifts- och utsläppsförhållanden samt till avloppsvattnets egenskaper.

Flödesstyrd uppsamling av dygns- eller veckoprover ger möjlighet att påvisa vissa tillfälliga utsläpp av t ex persistenta eller bioackumulerande ämnen, medan förfaringssättet försvårar upptäckt av "giftstötar". Variation i process och produktion medför också att många industrier producerar avloppsvatten av mycket skiftande karaktär. Sådana variationer uppfångas endast genom upprepad provtagning vid skilda lämpliga tillfällen.

Genom att testa flera skilda provvatten från en och samma anläggning ges möjlighet att identifiera ur miljösynpunkt viktiga faser i anläggningens drift. Stickprovtagning under kortare eller längre period är också tillämpligt för att följa tidsmässiga variationer i avloppsvattenkvalitet, orsakad av smärre driftstörningar, start- och stopprutiner etc. Antalet erforderliga provtagningstillfällen beror av den variation som kan förväntas med hänsyn till produktions- och driftförhållanden. I Tabell 1. föreslås uttagsteknik för ett antal standardfall.

Tillvägagångssättet vid provuttag måste anpassas till provvattentyp (*Nordström 1987*). Flödesstyrd provtagning av avloppsvatten innehållande lättsedimenterande partiklar, kan vid låga flödes hastigheter kräva omrörningsanordning. Detsamma gäller för provtagning av avloppsvatten innehållande olja eller fetter. Alternativt måste prover i detta fall tas såväl i ytskiktet som under ytan. Uppsamlingskärlet skall vara försett med kylanordning.

Det är av vikt att dokumentera all information som rör provtagningen samt de förhållanden som råder vid provtagningstillfället. Uppgifterna, Tabell 2., skall avse de faktiska förhållandena vid provtagningstillfället och skall redovisas i karakteriseringsrapporten.

## Provvattenbehandling i samband med uttag

Klara direktiv om lämpligt behandlingssätt utgående från avloppsvattnets karaktär, specifika krav ur testsynpunkt mm skall ingå i provtagningsprogrammet.

### Provkonservering

Beroende på vilka undersökningar som skall utföras kan det vara nödvändigt att dela ett prov i olika portioner som omhändertas, konserveras och/eller förvaras på olika sätt. Sålunda kräver t ex avloppsvatten med innehåll av organiska nedbrytbara ämnen att proverna endera analyseras praktiskt taget omedelbart eller fryses in snarast efter uttaget och förvaras frysta fram till testtillfället. Prover avsedda att analyseras med avseende på metall- eller närsaltinnehåll konserveras genom syratillsats. Huvudregeln är att prover avsedda för kemisk undersökning skall analyseras så snart som möjligt, oftast inom 3-5 dygn i några fall inom 5-10 timmar, efter provuttaget. Proverna skall förvaras kallt (0-4 °C) och mörkt tills analysen påbörjas. Uppgifter om ur analysynpunkt lämpligt behandlingssätt (särskild standard eller analysföreskrift för respektive parameter) samt i förekommande fall förbehandlade provkärl tillhandahålls av testlaboratoriet.

I standardfallet skall provvatten avsett för biologisk karakterisering frysas in snarast efter uttaget. I vissa fall skall inverkan av lagring undersökas genom att provet och en referenskemikalie testas snarast efter provtagning och ånyo efter en tids lagring. Detta gäller speciellt avloppsvatten innehållande komponenter som kan förändras under lagring, vilket kan påverka den ursprungliga sammansättningen. Nedkylning av provvatten skall ske omedelbart efter uttaget. I de fall frysning är rekommenderat skall detta ske snarast efter provtagningen helst redan vid industrin. Tiden mellan provuttag och infrysning bör inte överstiga 12 timmar. Infrysnings- och lagringstemperatur ca -20 – -25 °C.

## Provkärl

Erfarenheter har visat att avloppsvattenkvaliteten kan påverkas under såväl infrysnings- som upptiningsskedet. Genom att minimera provvattenmängden i kärlden kan tiden för dessa moment begränsas. Då många av de laborietester som används för karakterisering av industriavloppsvatten kräver relativt små provvolym (1-20 l) per test/testtillfälle är det lämpligt att använda 1-liters kärl för infrysning. För tester som kräver stora provvolym fördelas vattnet på högst 10-liters kärl. Av Tabell 3. framgår provvattenåtgång och fördelning på kärl för några av de förekommande testerna.

Proverna skall förvaras i nya, väl rengjorda kärl av kemiskt inert material. I standardfallet rekommenderas polyetenkärl. Om flyktiga komponenter förekommer bör glas eller kärl av rostfritt stål användas. Prover avsedda för metallanalys och mikrobiologisk undersökning kräver i många fall förbehandlade specialkärl. Provkärlen skall fyllas helt utom då frysförvaring är aktuell och hänsyn därvid måste tas till den volymförändring som frysen innebär.

Det bör i detta sammanhang påpekas att det totala provvattenuttaget skall täcka även en eventuell kompletterande testning. Denna reserv skall sparas tills den slutliga utvärderingen är slutförd.

## Transport

Transport av uttagna prover skall ske på för vald förvaringsmetod lämpligt sätt. Provvatten som frysts in vid industrin förs med frystransport till testlaboriet. Om infrysning skall ske vid laboriet transporteras de snarast efter uttaget nedkylda (2-4 °C) proverna med kyltransport. Det senare är även tillämpligt då tester skall utföras på ofryst vatten.

Det åligger konsultlaboriet att, i samband med upprättandet av provtagningsprogram, ange lämpliga provvolym, provkärl, behandlingsmetoder (inkl. eventuell konservering), förvarings- och transportsätt m m som hör samman med och möjliggör en ur alla synpunkter korrekt behandling av provvatten. Faktiska förhållanden i nämnda avseenden skall redovisas i karakteriseringsrapporten.



## Sammanfattning

- **Provtagningen skall ske på sätt som säkerställer representativiteten hos de uttagna proverna.**
- **Omrörningen i provtagningspunkten måste vara god. Turbulensskapande anordningar kan därför krävas.**
- **Automatisk provtagare, företrädesvis flödesstyrd, skall användas. Vid små flödesvariationer kan tidsstyrd provtagare vara godtagbar.**
- **Uppsamlingskärlet skall vara försett med kylanordning/förvaras i kylskåp.**
- **Grova fasta partiklar > 200 µm avlägsnas före omblandning.**
- **Innehållet i uppsamlingskärlet omblandas noga före fördelning på provflaskor. Detsamma gäller vid blandningen (flödesproportionell) av dygnsprover till veckoprov.**
- **Provtagningen skall som regel omfatta 7 (ev 5) flödesstyrt uttagna dygnsprover.**
- **Del av dygnsprov som avses blandas till veckoprov kyls ner till + 2°C och förvaras mörkt vid denna temperatur fram till blandningstillfället (max. 7 dygn), därefter omedelbar infrysning. Övriga prov/dygnsdelprov, avsedda för biologiska test fryses in snarast efter uttaget.**
- **Konservering av prover för kemisk analys skall ske i enlighet med svensk standard eller instruktion från laboratoriet.**
- **Provkärnen skall vara av kemiskt inert material och volymsmässigt avpassade för respektive testmetod.**
- **Transport av prover till utomstående laboratorier skall vara organiserad så att tiden fram till analys blir kortast möjliga. Kyl/frysförvaring skall upprätthållas under transporten.**

## Provvattenbehandling i samband med test

Frysta provvatten skall testas omedelbart efter upptining. Omfrysning av provvatten får inte förekomma. Proverna skall tinas under rinnande vatten med en temperatur av ca 15°C och varsam omskakning. Med detta förfaringssätt tinar:

- en liter på ca två timmar
- fem liter på ca fyra timmar
- tio liter på ca tio timmar.

Större kvantiteter i ett och samma provkärl bör undvikas.

Huvudregeln vid test av avloppsvatten är att detta skall utföras på obehandlade prover. Emellertid kan testningen störas av faktorer orsakade av avloppsvattnets karaktär t ex:

### **Avloppsvattnets karaktär**

### **Kan ge upphov till**

*innehåll av lätt nedbryt-  
bara substanser*

- *syrebrist i akvarierna bara substanser*

*starkt färgat*

- *störning vid t ex kolorimetriska  
mätningar*
- *störd alg tillväxt genom skuggning*

*partikelrikt*

- *störning vid kvantifiering med  
partikelräknare*
- *svårigheter vid avräkning av små  
organismer under mikroskop*
- *igensättning av slangar vid  
kontinuerlig dosering*

*bakterierikt*

- *störningar i tester rörande bakteriell  
aktivitet*
- *störningar vid vissa alg-, ägg- och  
yngeltest*
- *smittorisk*

Testmetoderna är i varierande grad känsliga för dessa faktorer, vilket kan medföra att praktiska åtgärder i vissa fall måste vidtas.

## **Partikelrika avloppsvatten**

Filtrering, centrifugering och andra frånskiljningsmetoder medför stor risk för att aktiva komponenter, som bundits till partiklarna undandras från testning. Behandling i detta avseende skall därför i största möjliga utsträckning undvikas.

Vid tester där partikelnärvaron orsakar svåra problem rekommenderas att låta provet sedimentera under 30 minuter vid 4°C eller att göra en grovfiltrering så att endast de största partiklarna (med en relativ liten aktiv yta tillgänglig för lösta komponenter) avlägsnas. Fibrösa filter med stor kontaktyta får inte användas.

Den frånskilda partikelmassan bör undersökas separat. Detta kan ske genom jämförande test på avloppsvatten med respektive utan fällning, med testmetod där partiklarna inte utgör något större hinder.

Vissa testmetoder t ex Microtox erbjuder möjlighet till bestämning av korrektionsfaktor för bl a grumlighet. För att få en uppfattning om partiklarnas toxicitet enligt denna metod skall test utföras på filtrerat respektive ofiltrerat provvatten. Korrektionsfaktorn bestäms på det ofilerade provet.

## **Bakterierika avloppsvatten**

Tillgängliga steriliseringsmetoder som t ex upphettning, UV-ljusbehandling, homogenisering, filtrering, m fl innebär alla stora risker för att proverna vid behandling påverkas även i andra avseenden.

I en undersökning (*Blanck et al. 1983*) studerades sju olika steriliseringsmetoders inverkan på ett avloppsvattens toxicitet och kemiska sammansättning. Kemisk sterilisering med dietylpyrokarbonat visade sig härvid vara den i nämnda avseenden skonsammaste metoden. Undersökningen visade också att filtrering och centrifugering skall undvikas då dessa metoder kraftigt förändrade avloppsvattnets kemiska sammansättning och toxicitet. Även övriga steriliseringsmetoder som ingick i undersökningen påverkade i högre eller mindre grad avloppsvattnet i ett eller båda avseenden. Sterilisering bör därför tillgripas först efter noggrant övervägande.

Jämförande test på steriliserat respektive icke steriliserat provvatten m a p toxicitetsförändringar bör utföras i enlighet med för partikelrika avloppsvatten rekommenderad teknik.

## **Färgade provvatten**

Färgade prover kan, beroende på kulör och intensitet, orsaka problem vid t ex spektrofotometriska mätningar. Vid tester där denna teknik används skall korrektion för färgpåverkan utföras.

## **Justering av pH**

I standardfallet rekommenderas att för biologiska tester provvatten med pH mindre än 6 och högre än 8 omedelbart innan testens genomförande justeras till  $\text{pH } 7.0 \pm 0.1$  med NaOH respektive HG. Justering till annat pH kan göras i de fall testmetoden så kräver.

## **Justering av salthalt**

Provvattnets salthalt alternativt hårdhet eller innehåll av de viktigaste jonerna bestäms. Salthalten justeras vid behov till de krav som ställs genom val av försöksorganism. Erfarheten har dock visat att toxiciteten hos vissa ämnen kan variera med salthalten, varför detta skall vägas in vid den slutliga bedömningen.

Salthalts- och pH-justeringar skall i förekommande fall utföras i omedelbar anslutning till teststart.

## **Syrgashalt**

Luftning kan i vissa fall krävas för att upprätthålla lämplig syrgashalt under test, vilket emellertid kan medföra att flyktiga komponenter går förlorade. Det är därför av vikt att inte rutinmässigt tillgripa luftning utan låta resultat från mätning under pilottest avgöra eventuellt behov. I de fall luftning bedöms nödvändig skall denna ske med varsamhet (genom kapillär-rör). Akvarier, skall i syfte att minska avgången av mer eller mindre flyktiga ämnen, vara täckta med glas. Luftning av provvatten före tillsats till testakvarierna bör i möjligaste mån undvikas.

## **Dokumentation**

För utvärdering av karakteriseringen krävs att all information rörande provvattnets behandling, före och i samband med test, är noga dokumenterad och redovisad i karakteriseringsrapporten.

Tabell 1.

## PROVTAGNINGSTEKNIK FÖR AVLOPPSVATTEN

<i>Produktion/ anläggning</i>	<i>Provtagnings- teknik</i>	<i>Anmärkning</i>
Jämn och likartad produktion och process, där BOD <sub>7</sub> och COD och/eller annan variabel av betydelse t ex metallinnehåll, oljehalt etc visar liten variation.	Flödesstyrd automatisk uppsamling av 7 st (ev 5) dygnsprov under 1 vecka.	Ger möjlighet att följa variationer i toxicitet hos utsläppet med t ex Micro-0 tox.
Likartad produktion, variation i process t ex till följd av varierande råvarukvalitet	Flödesproportionell blandning av de 7 dygnsproven	Används för karakterisering av utsläppet.
Varierande produktion, tidsserier eller kampanjkörning.	Flödesstyrd automatisk uppsamling av dygnsprov, vid skilda relevanta tillfällen. Separat provtagning (som ovan) från delströmmar kan i många fall vara ändamålsenlig.	Ger genom test av flera skilda provvatten, möjlighet att identifiera ur miljöfarlighetssynpunkt viktiga moment eller led i produktionen.
	Flödesproportionell blandning av dygnsprover.	Används för karakterisering.

*Produktion/  
anläggning*

Reningsanläggning  
typ luftad damm,  
aerob-anaeroban-  
läggning, fällnings-  
och sedimente-  
ringsanläggning,  
vars effektivitet  
skall fastslås.

Utjämningsbas-  
sänger och liknande  
anläggningar och  
mer diffusa utsläpp  
vars effektivitet  
skall fastslås.

*Provtagnings-  
teknik*

Flödesproportionell  
uppsamling av  
dygnsprover vid in-  
lopp och utsläpps-  
punkt.

Flödesproportionell  
uppsamling av  
dygnsprover vid in-  
lopp och, i de fall  
representativa  
prover kan erhållas,  
även på utlopp. I  
annat fall tas prover  
från flera punkter i  
anläggningen i så-  
väl djup som sidled.

*Anmärkning*

Det är av stor vikt  
för representativite-  
ten att hänsyn tas  
till upphållstid i an-  
läggningen. Antal  
dygnsprov är av-  
hängigt variation i  
produktion och  
process.

Se ovanstående an-  
märkning.

## Tabell 2.

### Check-lista över uppgifter rörande produktions- och provtagningsförhållanden vilka bör lämnas i karakteriseringsrapporten

<b>Produktion</b>	Produkter, råvaror, tillsatskemikalier samt definierade mellan- och biprodukter.
<b>Process</b>	Översiktlig beskrivning av respektive process, ingående råvaror samt restprodukter.
<b>Driftsbetingelser</b>	Normaldrift, drifttimmar/dygn. Avvikelser från normaldrift: driftstörningar, provkörning etc.
<b>Utsläppsförhållanden</b>	Recipient, utsläpps- och utspädningsförhållanden.
<b>Avloppsvatten</b>	Volym och flödes hastighet för delströmmar och totalavlopp. Volym per producerad enhet (t ex m <sup>3</sup> /ton massa). Tillgängliga fysikaliska och kemiska data. Kända emissioner.
<b>Utsläppsbe- gränsande åtgärder, renings- anläggningar etc.</b>	Typ, kapacitet, volym, uppehållstid, status vid provtagningsstillfället, in- och utgående flöden, anslutna delströmmar.
<b>Provtagningspunkt</b>	Noggrant definierad. Omblandningsförhållanden i provtagningspunkten och aktuella delströmmar vid provtagningsstillfället.
<b>Provuttag</b>	Använd teknik och utrustning. Genomförande: uttagstid, tid mellan delprov, volym, kylanordning, konservering av delprov, sammanblandningsteknik, antal prov och volym. Transportsätt, -tid.

### Tabell 3.

#### Ungefärlig provvattenåtgång för några vanliga biotestmetoder

##### *Akut toxicitet*

Testmetod	Provvatten- mängd/test	Fördelat på	Anmärkning
LC(EC)50			
• Sebrafisk			Pilottest 10-l akv.
• Löja	250 l	25x10 l	Huvudtest 25-l
• Öring			akv.
• Embryo/yngel sebrafisk	5 l	5x1 l	50-ml testakv.
• Fathead minnow yngel	20 l	20x1 l	
• Microtox	0.3 l	3x100 ml	
• Daphnia	15 l	15x1 l	1-l testakv.
• Nitocra	2 l	4x500 ml	10-ml testakv.

##### *Reproduktionstester*

Testmetod	Provvatten- mängd/test	Fördelat på	Anmärkning
Sebrafisk (1)	300 l	30x10 l	Exponering i 50-l akv.
Daphnia	20 l	20x1 l	Semistatiskt
Nitocra	5 l	10x500 ml	Kontinuerligt flöde

##### *Tillväxthämning*

Testmetod	Provvatten- mängd/test	Fördelat på	Anmärkning
Allium(lök)	5 l	10x500 ml	
Alg(enart)	5 l	10x500 ml	

(1) Kläckningsfrekvens, exponering av föräldrafiskarna.

Provvattenmängderna avser standardfall dvs pilottest 8 koncentrationer utan replikat samt huvudtest 8 koncentrationer med replikat.

För reproduktionstest avses 6 koncentrationer med replikat. Volym i testakvarierna kan variera mellan olika laboratorier men också för olika testsubstanser.



## APPENDIX 2

### RAPPORTERING

**Introduktion 69**

**Resultatredovisning 70**

**Rapportens utformning 71**

#### Introduktion

Målsättningen med en biologisk-kemisk karakterisering är att ge ökad kunskap om ett utsläpps egenskaper. Undersökningsresultatet är avsett att ingå i bedömningsunderlaget vid administrativa beslut om tillåtlighet och åtgärder, kon-

trollprogram mm. Stora krav ställs härvid på undersökningens vetenskapliga standard. Karakteriseringsrapporten skall vara utförlig och tillförlitlig.

Vid bedömning av ett utsläpps miljöfarlighet utvärderas testresultaten tillsammans med och i förhållande till omgivningsfaktorer som påverkar utsläppets fördelning, rörlighet, omvandlingsbarhet och ackumulerbarhet.

När olika utsläpps begränsande åtgärder skall bedömas tillkommer tekniska och ekonomiska faktorer. För att utvärdera och väga samman undersökningens resultat med övriga faktorer krävs samverkan mellan ekotoxikologisk expertis, administratör på miljömyndigheten och ansvariga för anläggningen.

## Resultatredovisning

Utmärkande för flertalet tester som ingår i karakteriseringsprogrammet är att svaret kan uttryckas kvantitativt. Det kan emellertid vara svårt för administrativa beslutsfattare och för företaget som i många fall bekostar undersökningen, att tolka och värdera ett antal sifferresultat. Därför skall i rapporten också finnas en uttolkning av vad dessa står för.

En tillförlitlig tolkning av den genomförda karakteriseringen förutsätter att de enskilda testresultaten redovisas utförligt. Beräknade LC- eller EC-värden, NOEC (högsta koncentration utan observerad effekt) alternativt LOEC (lägsta testade koncentration som givit signifikant effekt) bör anges. För att undvika tolkningssvårigheter i efterhand rekommenderas därför att, utöver sådana värden och **konfidensintervall**, alltid redovisa erhållna rådata i protokollform. I avvaktan på Svensk Standard för undersökningsprotokoll, utgör exemplet (s. 71) mall för metदानpassade testprotokoll. Arten och graden av information i exemplet skall härvid betraktas som riktlinje.

Utförlighet vid redovisning av resultat och därmed sammanhörande faktorer, som testbetingelser, status/kvalitet hos testorganismen, krävs givetvis för alla typer av test och analyser. Vid kemiska och nedbrytbarhetsundersökningar beskrivs ingående kvaliteten hos använda referenssubstanser, karakteristika och behandling av ympmaterial mm. Vidare skall inverkan av nitrifikation, hämning av mikroorganismer, tillsatta näringsämnen och andra påverkande faktorer redovisas.

Gjorda observationer, t ex symptom på effekter hos försöksorganismer, som kan indikera en lägre effektgräns eller kan ha betydelse för resultattolkningen, skall noteras.

## Rapportens utformning

Rapporten över den genomförda undersökningen skall utförligt redovisa erhållna testresultat och därmed sammanhörande faktorer. Motiveringar och slutsatser skall vara förståeliga även för den icke sakkunnige avnämaren.

I rapporten ingående slutsatser skall vara vetenskapligt underbyggda. Bedömning skall göras dels för avloppsvattnet som sådant, dels detta sett ur för aktuell frågeställning relevant synvinkel som t ex utsläppsmängd i förhållande till utspädning, förhållanden i och användning av recipienten. Karakteriseringsrapporten skall innehålla de uppgifter om produktion, process, reningsanläggningar, recipientförhållanden m m som ligger till grund för undersökningens slutsatser eller som är av betydelse för vidare utvärdering av undersökningsresultaten.

Representativiteten hos de testade provvattnen förutsätter att provtagningspunkter, -tillfällen och uttagssätt är rätt valda och att transport, förvaring och behandling är genomförd på ett tillfredsställande sätt. Uppgifter om tillvägagångssätt vid provtagningen är av väsentlig betydelse för utvärderingen och skall ingå i rapporten (se vidare Appendix 1).

I syfte att uppnå en enhetligt utformad och utförlig karakteriseringsrapport skall modellrapporten (se s. 74) vara vägledande för uppläggning, omfattning, art och utförlighetsgrad.

Rutinerna för att garantera kvalitetssäkring i undersökningarnas samtliga led skall beskrivas i rapporten och ansvarig person i detta avseende anges.

Även eventuella svagheter i undersökningen skall redovisas tillsammans med frågor som återstår att besvara i förhållande till undersökningens syften.

### *Exempel på protokoll för provning av akut toxicitet*

Testlaboratorium: ..... Testförelse: .....

Testsubstans: .....

Provtagningsplats: .....

Provvattnet ankom: .....

Provvattnets pH: .....  
färg: (okulärt) .....

.....

Testorganism: .....

Stamlösningens konc.: .....

Provvattenbehandling:  
1. frånskylning .....

3. pH-justerat med .....  
till pH .....

4. salthaltjusterat med .....  
till.....o/oo salthalt .....

5. övrig behandling .....

.....

Akv. Nr	Konc l akv.	Antal djur v. start	Avläsning 24 h				Avläsning 48h				Avläsning 96h						
			Antal döda	O <sub>2</sub>	pH		Antal döda	O <sub>2</sub>	pH		Antal döda	O <sub>2</sub>	pH				
1																	
2																	
2																	
3																	
4																	
5																	
6																	
7																	
8																	

Avvikelser från rutinmetod: (t ex om testet utförts med luftning) .....

Testorganismens status: (värde från jmf. Test med referenssubstans) .....

Övriga anmärkningar: .....

# Modellrapport KIU 1989

## Sammanfattning

Testat avloppsvatten

Resultat och slutsats (väl motiverad, vetenskapligt grundad):

- för det enskilda testet
- för de sammanvägda resultaten
- utsläppets potentiella påverkan på recipienten.

## Inledning

Uppdragsgivare

Anledning till- och målsättning med undersökningen

Produktion: normalt, variationer (tidsintervall anges)

Avloppsvatten: utsläppspunkt(er), mängd(er), kända variationer

Avloppsvattenkvalitet: kända föroreningsmängder och variationer

Recipient: utsläpps- och utspädningsförhållanden

Rening: åtgärd(er)-, anläggning(ar)

Process och driftsförhållanden: normaldrift, kända variationer

Produktion, process och driftsförh. vid aktuell provtagning

Provtagningspunkt och uttagssätt (inkl. rådande förhållanden)

Provvatten: Tot.volym, behandling, provkärl, transportsätt och -tid

## **Material och metoder**

Avloppsvatten: pH, konduktivitet, färg, grumlighet

Provvattenbehandling: pH- och salthaltjustering, frånskiljning etc.

Testutförande, för varje metod redovisas:

- metod, litteraturreferens och kort beskrivning samt ev avvikelser från denna
- apparatur, instrument, referenssubstans(er), ympkvalitet etc
- testorganism; odling, status (test m referenssubstans)
- O<sub>2</sub>, pH, salthalt, under test samt organismens krav (intervall)
- antal testtillfällen och replikat
- beräkningsmetod(er) (ref)

## **Resultat och diskussion**

Genomförda tester

Allmänna iakttagelser

Oxygen, pH, uppmätta halter, variationer

Jämförande test pga provvattenbehandling, avvikelse från rutinmetod

Jämförelse av de, med olika testmetoder, erhållna testresultaten

## **Slutsatser och kommentarer**

- respektive testmetod
- betr. avloppsvattnets egenskaper utifrån undersökningsresultaten
- utsläppet i förhållande till recipientens egenskaper, utspädning mm

## **Tabeller**

## **Figurer**

## **Rådata protokoll**

## **Referenser**

## APPENDIX 3

### *Tillämpning av KIU - några praktiska fall*

#### **Exempel 1**

#### **Biologisk karakterisering av utgående avloppsvatten från pappersbruk**

Koncessionsnämnden för miljöskydd lämnade i beslut 1984 bolaget tillstånd enligt miljöskyddslagen till en produktion av 90 000 ton kartong/år. Koncessionsnämnden uppsköt under en provotid frågan om vilka slutliga villkor avseende utsläpp till vatten som skall gälla för verksamheten. Bolaget ålades att under provotiden i samråd med naturvårdsverket utreda erforderliga åtgärder för att minska utsläppet till



vatten samt att utföra en biologisk karakterisering av utgående avloppsvatten.

Bolaget har i enlighet med koncessionsnämndens beslut utfört en biologisk karakterisering av avloppsvattnet. Karakteriseringen har utförts i enlighet med ett av konsultlaboratorium utformat undersökningsprogram. Naturvårdsverket har i brev till bolaget godtagit det föreslagna undersökningsprogrammet och även framfört vad som särskilt bör beaktas vid karakteriseringen.

Med utgångspunkt från de resultat som presenterats konstaterar naturvårdsverket följande.

Resultaten visar att avloppsvattnet efter utspädning i recipienten inte är akut toxiskt, under förutsättning att tillräcklig vattenföring föreligger. Effekterna av avloppsvattnet från tillverkning av bestruken kartong är emellertid genomgående kraftigare än avloppsvattnet från övrig tillverkning. Vid tillverkning av bestruken kartong erhålls ett avloppsvatten som orsakar bl a reproduktionsstörningar på sebrafisk. Enligt bolaget beror denna högre toxicitet på ett färgämne som används vid tillverkningen.

Nedbrytbarheten av löst organiskt material i avloppsvattnet är högre än 60% med avseende på organiskt kol vilket tillsammans med övrig information, i detta sammanhang, anses som tillfredsställande.

Resultaten från undersökning av bioackumulerbarhetspotentialen visar att inga ackumulerbara komponenter föreligger i avloppsvattnet.

Sammanfattningsvis anser naturvårdsverket att bolaget bör arbeta för att ersätta det färgämne som anses vara orsaken till att avloppsvattnet från bestruken kartong visar högre toxicitet än övriga avloppsvatten med annat mindre toxiskt färgämne.

Slutligen har koncessionsnämnden för miljöskydd i beslut 1988 anfört följande angående utbyte av färgämne vid tillverkning av bestruken kartong:

"Såsom remissmyndigheterna yrkat bör bolaget åläggas att fortsättningsvis använda ett icke miljöfarligt färgämne. Huruvida därvid det av naturvårdsverket föreslagna ämnet eller annat ämne bör väljas, kan överlämnas till länsstyrelsen att avgöra, efter vissa fortsatta undersökningar och samråd med bolaget. Utbytet bör dock vara genomfört senast vid utgången av år 1989. Härjämte bör ges en allmän föreskrift om samråd rörande kemikalieanvändningen, med syfte att på sikt ytterligare nedbringa användningen av miljöfarliga kemikalier."

## Exempel 2

### Användning av förorenade restsyror vid betning av rostfritt stål

Vid tillverkning av produkter hos Bolag A uppkommer restsyror som innehåller organiska föroreningar. Tre syror med olika föroreningsinnehåll har diskuterats för försäljning till Bolag B där de skall användas som betsyror.

I en anmälan till länsstyrelsen har Bolag B meddelat att man har för avsikt att använda restsyra från Bolag A. För att fastställa de organiska föroreningarnas påverkan på syrornas effekter i recipienten har ett antal undersökningar utförts. Utsläppta mängder av ingående föroreningar har beräknats. Toxicitetsundersökningar på kräftdjuret *Daphnia magna* samt bestämning av ackumulerbarhetspotentialen med hjälp av HPLC-metod har utförts. Litteraturdata rörande de ingående föroreningarnas toxicitet och nedbrytbarhet har tagits fram.

Med hänsyn till den tidvis låga vattenföringen i recipienten och till det stötvisa utsläppet av betbaden anser naturvårdsverkets laboratorium att endast en av de tre syrorna kan godkännas för avsedd användning.

Länsstyrelsen har slutligen i beslut i anmälningsärendet angett vilka högsta föroreningshalter som får föreligga i restsyrorna för att dessa skall kunna accepteras som betsyror.

### Exempel 3

## Biologiska tester utförda inom projektet SWEP (Sewage Works Evaluation Project)

Naturvårdsverket och svenska vatten- och avloppsverksföreningen har i ett samarbetsprojekt (SWEP-projektet) studerat bl a förekomst och rening av specifika föroreningar vid kommunala avloppsvattenreningsverk. Bl a karakteriserades avloppsvatten från sex reningsverk med biologiska tester (Rapport SNV PM 1964). Följande utdrag ur rapporten behandlar resultaten av dessa:

### *Genomförda biotester inom SWEP-projektet*

<b>Testorganismer</b>	<b>Testvariabel</b>	<b>Reningsverk</b>
1 a Sebrafisk	Överlevnad, 96 h LC50	Himmerfjärden, Borås, Eskilstuna,
b Hinnkräfta (Daphnia)	Överlevnad, 48 h LC50	Hässleholm, plus Forsbacka och
c Grönalg	Tillväxthämning 5 d	Klippan
2a Sebrafisk	Överlevnad 2 v	Borås
b Hinnkräfta (Daphnia)	Överlevnad 3 v Fortplantning Tillväxt Fysiologi	
3 Fisk, regnbåge	Enzymaktivitet MFO Leverfunktion	Borås
4 Bakterier (Salmo- nella)	Ames test (Atermutation)	Borås Himmerfjärden

v=veckor, d=dygn, h=timmar

### **Resultat**

Resultaten visade att samtliga utgående avloppsvatten var akuttoxiska mot alger, vilket visade sig i en hämning av tillväxten vid lägre utspädning och tillväxtstimulans vid

högre utspädningsgrad. Avloppsvattnen uppvisade ingen eller mycket låg akut giftverkan mot hinnkräftan *Daphnia magna*.

Bestämning av avloppsvattnens akuta toxicitet mot sebrafisk visade på större effekter hos provvattnen från Klippan och Forsbacka, vilket i detta fall indikerar ett samband mellan industribelastning och högre toxicitet hos avloppsvattnet. Verket i Klippan belastas av garveriindustri och verket i Forsbacka av bl a lakvatten från ett avfallsupplag.

Genomgående noterades en lägre akut giftverkan hos från reningsverken utgående avloppsvatten jämfört med ingående. Detta tyder på att det sker en reduktion av akuttoxiska ämnen i reningsprocessen. Akuttoxisk effekt i de olika testerna erhöles först vid en relativt hög inblandning av avloppsvatten. I jämförelse med resultat från USA och Kanada är avloppsvattnen från de undersökta svenska reningsverken enligt här redovisade tester mindre akuttoxiska.

Även om resultaten från akuttoxicitetstesterna inte bedömdes som alarmerande, särskilt då med hänsyn till att de aktuella utgående avloppsvattnen får en snabb utspädning i recipienten, fanns det anledning att gå vidare med känsligare tester. Dessa studier koncentrerades till verket i Borås. Här studerades bl a effekten av avloppsvatten på fortplantningen hos sebrafisk, kläckbarhet hos rom och överlevnad hos yngel. Exponering i 50% inkommande avloppsvatten minskade överlevnadstiden till hälften medan det utgående vattnet gav viss effekt först i utspädd form. Avloppsvattnets toxicitet halverades under passagen genom reningsverket. Även ett 3-veckors försök med hinnkräfta visade att utgående avloppsvatten var avsevärt mindre toxiskt än det inkommande.

Med modern enzymteknik studerades också i Borås påverkan på leverfunktionen hos fisk. Både in- och utgående vatten gav i detta test utslag även vid relativt stor utspädning. Resultaten tyder på att det i avloppsvattnet finns ämnen, möjligen tillhörande gruppen polycykliska aromater, som påverkar leverns avgiftningssystem redan vid mycket låga halter.

Ingående avloppsvatten till Borås reningsverk innehöll genotoxiska komponenter som gav utslag i Ames test. Utgående vatten var svagare och gav cirka hälften så stor effekt medan klorerat vatten inte visade någon mutagen effekt. Vid Himmerfjärden visade endast utgående vatten en svag mutagen effekt. Detta senare resultat får tas som en indikation på att mutagena ämnen kan bildas under reningsprocessen.

## Sammanfattning

Biotesterna har visat att avloppsvatten från kommunala reningsverk innehåller toxiska ämnen. I huvudsak kommer dessa från industrier som belastar det kommunala nätet. Akut toxiska effekter erhöles dock först vid en relativt hög inblandning av avloppsvatten. Resultaten bör därför inte bedömas som alarmerande.

Försöken visade också att det föreligger en viss reduktion av de toxiska ämnena under reningsprocessen.

De kroniska och subletala testerna visade att vid det undersökta verket i Borås fanns i in- och utgående vatten toxiska ämnen som påverkade leverns avgiftningssystem och som visade mutagen effekt i Ames test. Dessa ämnen bör om möjligt identifieras och spåras till sitt ursprung.

Industriella avloppsvatten innehållande specifika föroreningar skall inte utan föregående rening släppas till det kommunala avloppsnätet.

## Exempel 4

### Miljöutredning för Stenungsund (MUST)

Delprojekt Vatten (Naturvårdsverkets rapport 3200 (1986))

Inom delprojekt Vatten har en rad undersökningar utförts. Dessa har omfattat såväl industriavloppsvattnen som recipienten i Stenungsunds-området. Både biologiska, kemiska och teoretiska (matematisk modellering) studier har utförts i avsikt att erhålla en bättre uppfattning om effekterna av industriutsläppen och om förhållandena i recipienten.

Sammanlagt 8 avloppsvatten i området undersöktes. Toxicitetstester både i form av screeningtester för akut toxicitet utfördes liksom mer utvidgade biologiska studier av t ex reproduktionsstörningar och genotoxicitet.

Nedbrytbarhetsstudier utfördes med analys av DOC (löst organiskt kol) enligt en standardiserad metod (OECD). Dessutom utfördes en undersökning av innehållet av potentiellt bioackumulerbara komponenter i avloppsvattnen med hjälp av tunnskikt-kromatografi. Även en sk persistenstest utfördes, vilket innebar att svårnedbrytbara komponenter koncentrerades så att de lättare kunde identifieras.

Återstodsvattnen från persistenstesterna karakteriserades med avseende på TOX (totala extraherbara halogener), fenoltal, PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och TLCscreening för potentiellt bioackumulerande komponenter.

Kemiska analyser avseende oorganiska komponenter, inalles 18 metaller och 6 anjoner, visade genomgående mycket låga halter i samtliga provade vatten.

Innehållet av organiska substanser - speciellt de mest miljöfarliga de sk "priority pollutants", var med vissa undantag lågt. Undantagen utgjordes av fenoler (spec. p-nonylfenol), ftalater, och dioxan.

En utvidgad semikvantitativ analys utfördes för avloppsvattnen från tre av fabrikena med GC/MS (gaskromatografisk/masspektrometrisk) teknik, för identifiering och kvantitativ bestämning av påvisade substanser. Resultaten visade att halter på ppm-nivå (mg/l) av dekanoler, propylenglykoler, nonylfenoletoxylater, samt flera ännu inte identifierade substanser förekom i avloppsvattnen.

Resultaten från avloppsvattnens karakterisering har sammanfattats för varje industri:

## **Fabrik A**

Avloppsvattnet testades före slutlig spädning (125 ggr). Toxiska effekter uppmättes vid koncentrationer ned till 0,3 volymprocent.

Avloppsvattnet var relativt svårnedbrytbart. Detta gällde särskilt vid låg temperatur, 4°C. Närvaro av svårnedbrytbara komponenter mätt som minskning av fenoltal påvisades efter sju veckors nedbrytning. TLC-screening före och efter persistenstesten visade förekomst av potentiellt bioackumulerbara ämnen, (log Pow 3-5) som endast delvis bröts ner.

Av organiska substanser påvisades i första hand höga halter av p-nonylfenol (5-12 ppm). En förhöjd halt av ftalater (< 3 ppm) och dioxan (3 ppm) kunde även noteras. Den utvidgade analysen visade att även kortkedjiga nonylfenoletoxylater (NP1 - NP4) förekom i samma storleksordning, vilket gör att halterna av s k priority pollutants i det utspädda avloppsvattnet totalt uppgick till mellan 26 och 37 ppm. Vidare förekom höga halter av propylenglykoler. Dessa är dock på sikt nedbrytbara, har låg toxicitet och är knappast bioackumulerande.

Vissa genotoxiska komponenter kunde påvisas i avloppsvattnet. Efter den utförda persistenstesten kunde dessa dock ej återfinnas.

## **Fabrik B**

Ofiltrerat avloppsvatten undersöktes med avseende på toxicitet, och det konstaterades att effekter kunde påvisas i spädningar ned till 1,3 volymprocent. Tidigare undersökningar visade att delströmmen från oktanolenheten var den mest toxiska.

Endast mycket svag genotoxicitet kunde påvisas med Ames test.

Nedbrytbarhetstesterna visade att nedbrytbarheten är låg. Detta gällde både vid 15°C och vid 4°C. Även den utförda persistenstesten visade att endast en begränsad nedbrytning ägde rum. Bestämning av fenoltal före och efter denna test visade endast marginell reduktion. TLC-screening visade närvaro av potentiellt bioackumulerbara komponenter (log Pow 6,7) vilka dock efter nedbrytning blev mer vattenlösliga (log Pow 3,1).

Innehållet av "priority pollutants" var lågt. Vid utvidgad

analys påvisades dock höga halter (ca. 13 ppm) av ännu okända komponenter, vilka ej nämnvärt reducerades efter den genomförda persistenstesten. Dessa komponenter kunde även återfinnas i utgående vatten från kommunala reningsverket till vilket det aktuella avloppsvattnet leds.

### **Fabrik C**

Avloppsvattnet visade sig med något undantag ha en låg toxicitet gentemot de organismer som testades. För marina mikroalger uppmättes effekter inom området 0,6-40 volymprocent. Mutagen effekt påvisades med Ames test både före och efter en persistenstest. Avloppsvattnet visade efter persistenstest en viss ökad genotoxicitet.

Avloppsvattnet hade en relativt god nedbrytbarhet även vid vintertemperatur (4°C). Även den utförda persistenstesten visade att huvuddelen av kolet omsatts under försöksperioden. Innehållet av adsorberbara organiska halogener (AOX) var högt, vilket kan förklaras av att klorhantering i stor skala förekommer i anläggningen. Några potentiellt bioackumulerbara komponenter kunde dock inte påvisas vid TLC-screening.

Mycket låga halter påvisades av "priority pollutants". Halter på ppb nivå ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) noterades för mono-, bi- och polycykliska aromater, fenoler och klorerade alifater. Små förändringar kunde konstateras vid analys av återstodsvatten efter en persistenstest. En semikvantitativ analys påvisade närvaro av klorerade ännu oidentifierade föreningar i halter mellan 50 och 250 ppb.



## Sammanfattning

Baserat på de kemiska analyserna och på de flöden som rapporterats från de olika utsläppen, har en summering gjorts av enskilda substanser eller substansgrupper uttryckt i kg/år. Sammanställningen visar att de volymmässigt största utsläppen av ännu oidentifierade svårnedbrytbara komponenter sker från fabrik B, samt att propylenglykoler, nonylfenol (NP) och kortkedjiga NP-addukter släpps ut från fabrik A. Det skall dock påpekas att vissa av analyserna skett med en semikvantitativ metod varför mängdsiffrorna är något osäkra.

En bedömning av miljöbelastningen av dessa utsläpp är att speciellt avloppsvattnen från fabrik A och B bör renas så att ovan nämnda substanser kan reduceras betydligt. Utsläppen av nonylfenoler från fabrik A är speciellt besvärande då dessa substanser både visat sig toxiska, svårnedbrytbara och bioackumulerande. Detta har exempelvis nyligen lett till att man i Västtyskland träffat en överenskommelse med tillverkare om att inte använda nonylfenoler i hushållstvättmedel. En liknande överenskommelse har även träffats i Schweiz.

De ännu oidentifierade organiska substanserna från fabrik B härrör med stor sannolikhet från delströmmen från anläggningens oxoenet. Denna delström har visat sig innehålla både toxiska och potentiellt bioackumulerbara komponenter och bör därför renas.

Av övriga substanser utgör utgående halter av propylenglykoler från fabrik A en belastning på recipienten, då den bakteriella nedbrytningen är syrekrävande. Aggregat av svamp/bakteriekolonier i utgående avloppsvatten och runt avloppstuben, som konstaterats vid dykning, kan ev ha ett samband med de utsläppta propylenglykolerna vilka kan utgöra ett bra näringstillskott för sådana organismer.

# FÖRKORTNINGAR OCH DEFINITIONER

## A

Abiotiska faktorer	Icke-biologiska faktorer t ex temperatur, salthalt, syrehalt, pH
Adsorption	Bindning till ytor (t ex kärnväggar eller suspenderade partiklar)
Aerob stabilisering	Luftning av avloppsvatten med aktiva mikroorganismer med sikte på nedbrytning till stabila slutprodukter
Acklimatisering	Organismers anpassning till naturliga eller konstlade miljöbetingelser
Adaptation	Anpassning
Akut toxicitet	I tester av akut toxicitet är såväl exponeringstiden som observationsperioden kort (vanligen högst 96 timmar) i förhållande till testorganismens livs-cykel
Antagonism	Motsättningsförhållande som råder mellan ämnen vilka vid blandning uppvisar lägre giftighet än vad som kunde förväntas utifrån de enskilda ämnenas giftighet
AOX (adsorbable organic halogen)	Organiskt bunden halogen, adsorberbar på aktivt kol

## **B**

Bioackumulerande ämnen	Substanser som har tendens att upplagras i levande vävnader
Bioassay	Försök/test med levande organismer för att belysa ett (i vatten löst) ämnes biologiska effekter
Biokoncentration (-koncentrering)	Uppbyggande av högre koncentration i vattenlevande organismers vävnader än vad som föreligger i det omgivande vattnet
Biologisk tillgänglighet	Ett ämnes benägenhet att tas upp i en levande organism
Biomagnifikation	Anrikning i en näringskedja
Biomassa	Mängd (vikt) biologiskt material; kan mätas som färskvikt eller (företrädesvis) som torrsvikt
Biotransformation	Vanligtvis använt om molekylers omvandling och partiella nedbrytning beroende på metabolism i levande organismer
Biotiska faktorer	De som bestäms av de levande delarna i ekosystemet
BOD (Biochemical oxygen demand)	(Biokemisk syreförbrukning) anger mängden syre som förbrukas vid biokemisk oxidation av organisk substans under specificerade betingelser

## **C**

COD (Chemical oxygen demand)	(Kemisk syreförbrukning) genom våtkemisk oxidation bestämt närmevärde på den teoretiska syreförbrukningen
------------------------------	---

## **D**

Dos-respons-kurva	Kurva som visar testade organismers svarsreaktioner på de doser (koncentration x tid) de utsätts för
-------------------	--

## **E**

EC50 (Median effective concentration)	Den koncentration av en testsubstans som förorsakar specificerad effekt hos hälften (50 %) av ett antal testade organismer
---------------------------------------	--

Ekologisk relevans	Ett tests användbarhet för att förutsäga ekologiska effekter
Ekosystem	Växt och djursamhälle med tillhörande miljö, uppfattat som funktionell enhet
Ekotoxikologi	Läran om effekter av gifter i den yttre miljön
EOCI (Extractable organic chlorine)	Extraherbart organiskt bundet klor
Exponeringstid	Den tidsperiod organismen är utsatt för en bestämd koncentration av testsubstan- sen/provet
<b>F</b>	
Fördelningskonstant	Förhållandet mellan koncentrationerna av en substans i jämvikt mellan två vätskefaser, vanligen vatten och ett opolärt lösningsmedel
<b>G</b>	
Genotoxiska effekter	Ett ämnes påverkan på arvsmassan i cellerna via olika mekanismer
<b>H</b>	
Hydrofila substanser	Vattenälskande, lösliga i vatten, polära
Hydrofoba substanser	Vattenavstötande (svårösliga) ämnen, sk opolära, fettlösliga
Hårdhet	Totalkoncentration av kalcium- och magne- siumjoner uttryckt som m moler (enl äldre terminologi som kalciumkarbonat)
<b>I</b>	
INSTA	Nordisk Standardiseringskommitte för Vattenundersökningar
ISO	Internationella standardiseringsorgani- sationen
<b>K</b>	
Kemisk syreförbrukning	(Ett testat ämnes) oxygenförbrukning beskrivet utifrån analys medelst kemiskt oxidationsförfarande. Ger värmevärde på totalt innehåll av organisk substans
Kolloidala partiklar	"Submikroskopiska" ( $10^{-4}$ – $10^{-6}$ mm stora) partiklar som är permanent och homogent fördelade (lösta) i vatten

Konfidensintervall	Det, enligt statistiska kalkyler beräknade, intervall inom vilket ett "verkligt värde med viss sannolikhet kan förväntas ligga"
Kontinuerligt testsystem	Testsystem med kontinuerlig genomströmning i akvariet
<b>L</b>	
LC50 (Median lethal concentration)	Anger den koncentration av ett ämne (eller avloppsvatten) som dödar 50 % av testorganismerna under en given exponeringsperiod, vanligen 24, 48 eller 96 timmar
LD50 (Median lethal dose)	Median dödlig dos (mängden som motas av organismen). I tester med vattenorganismer är denna dos vanligtvis inte känd, LC50 är då den korrekta termen
Letalitetstest	Test för att påvisa dödlighet
Lipofila ämnen	Vattenavstötande (svårösliga) ämnen, skopolära, fettlösliga
Långtids toxicitetstest (kronisk toxicitetstest)	Toxicitetstest med lång varaktighet som kan inkludera mer än en generation av testorganismen. Avsikten är att registrera effekter som är mindre dramatiska än de som observeras vid akut förgiftning
<b>M</b>	
Mollusker	Blötdjur, t ex musslor och snäckor
Mortalitet	Död, dödlighet
Mutagentest (mutagenicitetstest)	Test av ett ämnes (eventuella) förmåga att förändra/skada organismers arvsanlag
<b>N</b>	
Nitrifikation	Mikrobiell oxidation av $\text{NH}_3$ till $\text{NO}_2$ och $\text{NO}_3$
NOEC (No observed effect conc.)	Högsta koncentration av ett ämne som inte ger observerbara effekter i ett givet biologiskt system
<b>P</b>	
Persistent	Mycket långsamt eller ej nedbrytbart i naturen

## **R**

Recipient	Den vattenmiljö som tar emot ett föroreningsutsläpp
Recipientanpassning	Här = Val av testarter som naturligt förekommer i vatten av samma kvalitet som i den aktuella recipienten
Replikat	Ett antal identiska prover
Reproducerbarhet	Samstämmigheten av resultat från samma typ av försök upprepat vid flera tillfällen
Reproduktionstester	Tester där effekter på fortplantningen studeras

## **S**

Screeningtest	Snabb, översiktlig undersökning som tillämpas med syftet att på ett tidigt stadium kunna "sälla fram" de testsubstanser (avloppsvatten), som visar potentiellt miljöfarliga egenskaper och därför påkallar mer ingående prövningar
Semistatiskt test	Vattnet i testkärnen byts med jämna intervall under försöket
Simuleringstest	(Nedbrytnings) test där betingelserna så långt som möjligt anpassats för att simulera utsläppsförhållanden i en aktuell miljö
SIS	Standardiseringskommissionen i Sverige
Standardiserat test	Test som undergått interkalibrering och för vilka alla betingelser, t ex vattenkvalitet, fiskart, antal fiskar, exponeringstid och apparatur är klart föreskrivna
Statiskt test	Vattnet i testkärnen byts ej under försöket
Subletal	Ej dödlig (oftast beteckning för andra, mindre drastiska skadeeffekter)
Synergism	Samverkan mellan ämnen, t ex där giftigheten hos en blandning av ämnen är större än vad som kunde förväntas utifrån giftigheten hos de enskilda ämnena (dvs större än en ren addition av effekter)

**T**

Tröskelkoncentration	Den lägsta koncentration av ett ämne som kan framkalla viss, specificerad och statistiskt säkerställd respons hos testorganismer. Vid mortalitetsstudier innebär detta: den högsta vid test funna koncentration vid vilken överlevnadstiden är lika med den i kontrollen
TLM (Median tolerance limit)	Äldre alternativ till begreppet LC50 (se dito)
Toxicitet	Ett ämnes (numeriskt angivna) giftighet
Toxicitetstest	Test med levande organismer för att bestämma giftverkan och verkningsgrad av enskilt ämne eller blandningar
Toxisk enhet (TU)	Koncentrationen av ett gift uttryckt som en relativ del, ofta uttryckt som en del av LC50
Totalt organiskt kol (TOC)	Mängden organiskt kol, vanligtvis analyserat som producerad CO <sub>2</sub> efter fullständig oxidation (vid förbränning eller våtkemiskt)
Totalt organisk klor (TOCL)	Totalmängden klor, kemiskt bunden till organiska ämnen

**X**

Xenobiotisk substans	Ämne som ej produceras i naturen - vanligen = av människan framställd kemikalie
----------------------	---

# METODREFERENSER

## 1. *Kemisk karakterisering, metदानvisningar*

- Vattenlaboratorier och provningsmetoder. Naturvårdsverket 1987, Rapport 3367.
- Analysmetoder. Vattenvårdsområdet. Naturvårdsverket 1987, Allmänna Råd 87:4.
- Provtagning av avloppsvatten för kemisk analys - Teknisk vägledning. Svensk standard SS 028148.



## Analysmetoder

### 2. Kemisk syreförbrukning COD

- Bestämning av kemisk oxygenförbrukning hos vatten - COD-Cr oxidation med dikromat. Svensk standard SS 028142.
- Bestämning av kemisk oxygenförbrukning hos vatten - COD-Mn oxidation med permanganat. Svensk standard SS 028118.

### 3. Biokemisk syreförbrukning BOD<sub>7</sub>

- Bestämning av biokemisk oxygenförbrukning, BOD, hos vatten - Utspädningsmetod. Svensk standard SS 028143.

### 4. Totalt organiskt kol TOC

- Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC). International Standard ISO 8245.

### 5. Löst organiskt kol DOC

- se 4!

### 6. Adsorberbar organisk halogen AOX

- Determination of adsorbable organic halogens (AOX). International Standard (draft) ISO/DIS 9562.

### 7. Extraherbar organisk halogen EOX

- Determination of extractable organic halogens (EOX). Netherland Standard (proposal) NEN 6402.

### 8. pH

- Bestämning av pH-värde hos vatten. Svensk standard (utgåva 2) SS 028122.

### 9. Suspenderat material

- Bestämning av i avloppsvatten suspenderad substans och dess glödgningsrest. Svensk standard (utgåva 3) SS 028112.
- Bestämning av torrsbstans och glödgningsrest i vatten, slam och sediment. Svensk standard SS 028113.

### 10. Ledningsförmåga

- Bestämning av konduktivitet hos vatten. Svensk standard SS 028123.

### 11. Fosfor

- Bestämning av fosfat i vatten. Svensk standard (utgåva 2) SS 028126.
- Bestämning av totalfosfor i vatten - Uppslutning med peroxidisulfat. Svensk standard (utgåva 2) SS 028127.

#### 12. Kväve

- Bestämning av koncentration av nitrogenföreningar i vatten. Oxidation med peroxidisulfat. Svensk standard SS 028131.
- Bestämning av nitritnitrogenkoncentration hos vatten. Svensk standard SS 028132.
- Bestämning av summan av nitrit och nitratnitrogenkoncentrationen hos vatten. Svensk standard SS 028133.
- Bestämning av ammoniumnitrogenkoncentrationen hos vatten. Svensk standard SS 028134.

#### 13. Olja och fett

- Bestämning av olja och fett i vatten. Infrarödspektrofotometrisk metod. Svensk standard SS 028145.

#### 14. Lipofila ämnen

- The determination of partition coefficients of organic compounds in technical products and waste waters for the estimation of their bioaccumulation potential using reversed phase thin layer chromatography. Toxicology and Environmental Chemistry 1985, 10, 333-349. L Renberg, G Sundström and A-C Rosen-Olofsson.

#### 15. Biokemisk nedbrytbarhet

- OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Section 3. Degradation and Accumulation. OECD, Paris 1981. Test av lätt nedbrytbarhet. Nr 301 A-E. Test av "inherent" nedbrytbarhet. Nr 302 A-C. Simuleringstest. Nr 303 A.
- Evaluation in an aqueous medium of the "ultimate" aerobic biodegradability of organic compounds. International Standard ISO 7827.
- A strategy for evaluation of the degradability of organic material in complex effluents. Ambio 1988, 17, 398-400. P Lindgaard-Jørgensen.

## Toxicitet

### 16. Hämning, aktivt slam

- Test for inhibition of oxygen consumption of activated sludge. International Standard (draft) ISO 8192.
- Method for assessing the inhibition of nitrification of activated sludge micro-organisms by chemicals and waste waters. International Standard (draft) ISO/DIS 9509.

### 17. Microtox-test

- How to run a standard Microtox Test  
A microtox manual, Microbics Corporation, 1987 - How to reduce Microtox test data  
A microtox manual, Microbics Corporation, 1987
- Microtox 100 % test procedure
- Microtox application notes M-111, Microbics Corp. - Prövning av alternativa Microtoxmetoder för bestämning av toxiciteten för lågtoxiska vatten. Statens naturvårdsverk, Pux Rapport 36 (1987). M Tarkpea och M Hansson.

### 18. Akut toxicitet (LC50) - sötvattenfisk

- Bestämning av kemiska produkters akuta toxicitet för sötvattenfisk - Semistatisk metod. Svensk standard SS 028162.

### 19. Akut toxicitet (LC50) - saltvattenfisk

- Bestämning av akut toxicitet av kemiska produkter och avloppsvatten för saltvattenfisk. Svensk standard SS 028189.

### 20. Akut toxicitet (LC50) - löja

- Bestämning av akut toxicitet i bräckt vatten av kemiska produkter och avloppsvatten för löja (*Alburnus alburnus*) - statisk metod. Statens naturvårdsverk, Pux Rapport (i manus). M Tarkpea och M Hansson.

### 21. Akut toxicitet (LC50) - Daphnia

- Bestämning av rörlighetshämning hos *Daphnia magna*. Svensk standard SS 028180.

### 22. Akut toxicitet (LC50) - Ceriodaphnia

- Bestämning av akut toxicitet (LC50) av kemiska produkter och avloppsvatten för *Ceriodaphnia dubia*. Statens naturvårdsverk, Pux Rapport (under produktion). M Unger.

23. Akut toxicitet (LC50) - Nitocra
- The harpacticoid *Nitocra spinipes* (Crustacea) as a test organism in brackish water toxicological bioassays. INSERM 1981, 106, 421-430. B-E Bengtsson
24. Akut toxicitet (LC50) - sandräka
- Bestämning av avloppsvattens akuta toxicitet för en marin fisk, och ett marint kräftdjur, sandräka (*Crangon crangon*). SNV PM 1733, Bilaga 1. Å Granmo m fl (1983).
25. Akut toxicitet (LC50) - *Acartia tonsa*
- Ökotoksikologisk testning med det planktoniske krebsdyr *Acartia tonsa*. Akut och kronisk test. Vandkvalitetsinstitutet, Danmark. 0 Kusk (1985).
26. Tillväxthämning (EC50) - Mikroalger
- Algae, Growth Inhibition Test. OECD test nr 201 (1984). OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Section 2, Effects on biotic systems. OECD, Paris. Effects on biotic systems. OECD, Paris.
27. Tillväxthämning EC50 - högre växter
- Förslag till SIS-metod för toxicitetstest med flytbladsväxten *Lemna minor* (vanlig andmat). Kemikalieinspektionen. S Fischer
28. Tillväxthämning EC50 - gul lök
- The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. Hereditas 1986, 102, 99-112. G Fiskesjö.
29. Tillväxthämning - lins
- Växtbioassay med lins. En metodbeskrivning Institutet för vatten- och lufvårdsforskning 1986. C C Landahl.
30. Toxicitet - fisk
- Ägg/yngeltest med sebrafisk  
Bestämning av toxicitet för embryoner och yngel av sötvattenfisk, semistatisk metod. Svensk standard SS 028193.
  - Fish, Prolonged Toxicity Test. 14-day Study. OECD test nr 204 (1984). OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Section 2. Effects on Biotic Systems. OECD, Paris.
31. Yngeltest - Fathead minnow
- A new fathead minnow (*Pimephales promelas*) subchronic toxicity test. Environmental Toxicology and Chemistry 1985, 4, 711-718. T J Norberg and D I Mount.

32. Fysiologiska effekter - fisk
- Toxiska effekter av metaller på fisk. Prövning av fysiologisk testmetodik. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3166. Å Larsson, C Haux och M-L Sjöbäck.
33. Kräftdjur Fortplantning: *Daphnia* sp.,
- Acute immobilisation test and reproduction test. OECD test nr 202 (1984). OECD Guidelines for Testing of Chemicals. Section 2. Effects on Biotic systems. OECD, Paris.
34. Fortplantning: *Ceriodaphnia*
- A seven day life-cycle cladoceran toxicity test. Environmental Toxicology and Chemistry 1984, 3, 425434. D I Mount and T J Norberg.
35. Fortplantning: *Nitocra*
- A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (Harpacticoida, Crustacea) for aquatic toxicity. Ecotoxicology and Environmental Safety 1987, 14, 260-268. B-E Bengtsson and B Bergström.
  - Effekter av avloppsvatten och kemikalier på kräftdjuret *Nitocra spinipes* reproduktionsförmåga, semistatisk metod. Statens naturvårdsverk. B-E Bengtsson och B Bergström (under produktion).
36. Överlevnad musslor: Larver från blåmussla
- Bestämning av industriavloppsvattens inverkan på blåmusslans tidiga utveckling, SNV PM 1733, Bilaga 3. Åke Granmo mfl(1983)
  - Comparison of methods for assessing effects of industrial wastewater on the mussel *Mytilus edulis* L. Vatten 1983, 39, 275-285. R Ekelund, E Emanuelsson and Å Granmo.
37. Blandalg tillväxthämning
- Mikrotest för inhibition av alg tillväxt. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3184, Bilaga 4. A Claesson, H Blanck, S Fisher och K Gustavsson.
38. Toxicitet samhällsnivå
- A simple, community level, ecotoxicological test system using samples of periphyton. Hydrobiologia 1985, 124, 251-261. H Blanck.
  - Pollution-induced community tolerance (PICT) - a new ecotoxicological tool. ASTM Special Technical Publication, American Society for Testing and Materials (in press). H Blanck, S-A Wängberg and S Molander.

39. Genotoxicitet
- Korttidstest - generna som varningssystem. Naturvårdsverket Informerar 1984. U Rannug. - SIS-standard under bearbetning.
40. Toxicitet, laboratorieförsök
- sebrafisk, sena effekter  
Short-term test for predicting the potential of xenobiotics to impair the reproductive success in fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1985, 9, 282-293. L Landner, A H Neilson, L Tärnholm and T Viktor.
  - sill ägg/yngel  
Bestämning av industriavloppsvattens effekter på ägg och yngelutveckling hos sill/strömning (*Clupea harengus*) SNV PM 1733, Bilaga 8. A Granmo m fl (1983)
41. Fysiologiska effekter
- Toxiska effekter av metaller på fisk. Prövning av fysiologisk testmetodik. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3166. Å Larsson, C Haux och M-L Sjöbäck (1986)

## Burförsök

42. Smakförändringar hos fisk
- Recipientkontroll vatten, Metodunderlag. Naturvårdsverket 1984, Rapport 3075. Metodunderlag 8, Smak och lukt. I Björklund.
43. Bioackumulering hos snäcka
- Recipientkontroll Vatten. Naturvårdsverket 1986. Rapport 3108. BIN BR21, Undersökning av bioackumulation av metaller i mjukdelar hos *Lymnea palustris* vid utsättning i bur. I Björklund.
44. Fysiologiska förändringar hos fisk
- Recipientkontroll vatten. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3109, BIN NR26, Blodbild hos fisk. Å Larsson.
45. - Toxiska effekter av metaller på fisk. Prövning av fysiologisk testmetodik. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3166. Å Larsson, C Haux och M-L Sjöbäck.

## Viltfångad fisk

Fysiologiska förändringar

- Se 44 och 45!

### 46. Morfologiska förändringar

- Recipientkontroll Vatten. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3109, BIN NR23, Assymetrier hos fisk. E Neuman.
- Recipientkontroll Vatten. Naturvårdsverket 1986, Rapport 3109. BIN NR27, Yttre synliga sjukdomssymptom hos fisk. E Neuman.

### 47. - Recipientkontroll Vatten. Naturvårdsverket 1986,

Rapport 3109. BIN NR24, Rygggradsskador hos fisk. B-E Bengtsson.

## Modellekosystem

### 48. - An outdoor model simulating a Baltic Sea littoral system. Oikos 1977,

28, 2-9. M Notini, B Nagell A Hagström and O Gran.

- Effects of cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea Amphipoda) in laboratory soft bottom microcosms. Marine Biology 1983, 74, 203-212. B Sundelin.

## Laboratorieförsök - sediment

49. - Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. Hydrobiologia 1989 (in Press). T Wiederholm and G Dave.

## Bioackumulering

50. - Chlorinated guaiacols and catechols bioaccumulation potential in Bleaks (*Alburnus alburnus*, Pisces) and reproductive and toxic effects on the harpacticoid *Nitocra spinipes* (Crustacea). Chemosphere 1980, 9, 143-150. L Renberg, O Svanberg, B-E Bengtsson och G Sundström.

# LITTERATUR- FÖRTECKNING,

## citerad litteratur och handböcker

- Andersson, I. & L. Landner (1987)*. Test och bedömning av kemiska ämnens miljöfarlighet. "ESTHER". Naturvårdsverket Rapport 3375.
- Blanck, H., K. Gustavsson, & M. Adolfsson-Erici (1983)*. Effects of various sterilization methods on toxicity and chemical composition of industrial wastewater samples. *Water Research* 17, 965-973.
- Claesson, A., H. Blanck, S. Fischer, & K. Gustavsson (1986)*. Toxicitetstestning av avloppsvatten med hjälp av mikroorganismer. Naturvårdsverket Rapport 3184.
- Ewets, L., B. Karlsson, N. Johansson & G. Sundström (1983)*. Förekomst och effekter av persistenta organiska ämnen i miljön. SNV PM 1684.
- Granmo Å., R. Ekelund, G. Dave, S. Fischer & T Viktor (1983)* Toxicitetstestning av industriavloppsvatten med fisk, kräftdjur och mollusker. SNV PM 1733.
- Landner, L. & P. Solyom (1983)* Bestämning av organisk substans i industriella avloppsvatten samt testning av dess nedbrytbarhet. SNV PM 1672.
- Landner, L. (1987)* Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande bedömning. "ESTHER". Naturvårdsverket Rapport 3243.
- Nordström, B. (1987)*. Provtagning-avloppsvatten. Metoder och felkällor. Naturvårdsverket Rapport 3398.
- OECD (1981) OECD Guidelines for Testing of Chemicals. OECD, Paris.
- Rannug, U. (1984)*. Korttidstest - generna som varningssystem. Naturvårdsverket informerar.
- Statens Naturvårdsverk (1988) Vattenundersökningar. Analysmetoder och handböcker. Rapport 3573.
- Statens Naturvårdsverk (1986). Recipientkontroll Vatten. Allmänna Råd 86:3.
- Statens naturvårdsverk och Statens mät- och provråd (1987). Kvalitetssäkrad miljökontroll, Naturvårdsverket Rapport 3420.