

Udskriftsdato: 3. januar 2026

VEJ nr 9922 af 02/07/2025 (Gældende)

Vejledning om tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes spildevandsanlæg

Ministerium: Miljø- og Ligestillingsministeriet

Journalnummer: Miljø- og Ligestillingsmin.,
Miljøstyrelsen, j.nr. MST-2024-92637

Vejledning om tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes spildevandsanlæg

1. Formål

1.1 Revision

1.1.1 Det faglige grundlag

2. Indledning og lovgivning

2.1 Indledning

2.1.1 Vejledningen skal være et redskab

2.2 Lovgivning

2.2.1 Myndighedskompetence

2.2.2 Tilslutningstilladelse

2.2.3 Samtidighed i sagsbehandlingen

2.2.4 Relation til lov om miljø og genteknologi

2.2.5 Ændring af vilkår for eksisterende tilslutninger

2.2.6 Relation til byggeloven

2.2.7 Klageadgang

2.2.8 Tilsyn og håndhævelse

2.3 Trin ved udarbejdelse af tilladelse til afledning

3. Vurdering af stoffer i spildevand

3.1 Oversigt over miljøhensyn

3.2 Forhold af betydning for kloaknettet

3.3 Beskyttelse af renseprocesserne

3.4 Beskyttelse af slamkvalitet

3.5 Beskyttelse af vandmiljøet

3.5.1 Udledning via regnbetingede udledninger

3.5.2 Udledning af tag- og overfladevand

3.5.3 Sammenfatning af hensyn

3.6 Kilder til data om stoffers egenskaber og effekter

3.7 Vurdering af organiske stoffer

- 3.7.1 Overordnet strategi
- 3.7.2 Kriterier for gruppering af organiske stoffer (A, B, C-vurdering) efter CLP-forordningen
- 3.7.3 Anvendelse af ABC- vurderingen
- 3.7.4 Problematiske organiske stoffer
- 3.7.5 Medicinrester og hospitalsspildevand
- 3.8 Vurdering af olie og fedt
 - 3.8.1 Vegetabilsk/animalsk olie og fedt
 - 3.8.2 Mineralsk olie
 - 3.8.3 Grænseværdier for olie og fedt
 - 3.8.4 Fremgangsmåde til reduktion af mineralsk olie
 - 3.8.5 Olie/fedtudskillere og sandfang
- 3.9 Vurdering af metaller
 - 3.9.1 Metaller på EU's liste over prioriterede stoffer
 - 3.9.2 Metaller på EU's liste over prioriterede farlige stoffer
 - 3.9.3 Andre metaller med særlige forhold
- 3.10 Vurdering af andre fysisk/kemiske forhold
 - 3.10.1 Vandmængde
 - 3.10.2 Næringsstoffer og organisk stof
 - 3.10.3 Korrosion
 - 3.10.4 Cyanid
 - 3.10.5 Asbestfibre
 - 3.10.6 Komplekst industrispildevand
 - 3.10.7 Acceptniveauer for nitrifikationshæmning
 - 3.10.8 Undersøgelsesprogram for nitrifikationshæmning
 - 3.10.9 Testmetoder for undersøgelse af nitrifikationshæmning
 - 3.10.10 Valg af slam til hæmningstest
 - 3.10.11 Enkeltstoffers påvirkning af renseprocesserne
 - 3.10.12 Undersøgelse af effekter på vandmiljø efter rensning
- 3.11 Beregning af grænseværdier og kravværdier
 - 3.11.1 Sammenfatning

4. Bedste, tilgængelige teknik

4.1 Krav om BAT

4.1.1 Hvad er BAT?

4.1.2 Dokumentation for anvendelse af BAT

4.1.3 Oplysninger om BAT i forbindelse med ansøgning

4.2 Efterlevelse af BAT

4.2.1 Teknologi og drift

4.2.2 Hjelpeoperationer

4.2.3 Stofsubstitution

4.2.4 Den kombinerede fremgangsmåde

4.3 Information om BAT

4.3.1 Miljøstyrelsens udgivelser om BAT

4.3.2 BAT-konklusioner

4.4 Krav om revurdering af tilslutningstilladelser for bilag 1-virksomheder

4.4.1 Revurdering

4.4.2 Indhentning af oplysninger

4.4.3 Koordinering mellem myndigheder

5. Spildevandsteknisk beskrivelse af virksomhed

5.1 Produktionsbeskrivelse

5.1.1 Beskrivelse af produktionsforløb

5.1.2 Identifikation af aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand

5.1.3 Valg af mål for produktionsvolumen

5.1.4 Tidsmæssig mønster for spildevandsafledning

5.1.5 Dokumentation af produktionsaktiviteter

5.2 Råvarer og hjælpestoffer

5.2.1 Samlet råvareliste

5.2.2 Vurdering af spildprocent for råvarer

5.2.3 Indholdsstoffer i råvarer med spild til kloak

5.2.4 Dannede reaktionsprodukter

5.2.5 Dokumentation for afledning af stoffer

5.3 Spildevandsstrømme

5.3.1 Afløbsplan

5.3.2 Karakterisering af spildevandsstrømme

5.3.3 Spildevandsmængde

5.3.4 Indledende karakterisering af samlet spildevand

5.3.5 Videregående karakterisering af udvalgte spildevandsstrømme

6. Krav og kontrol

6.1 Valg af reguleringsmetode

6.1.1 Krav til anlæg og drift

6.1.2 Krav til afledning

6.1.3 Kombination af krav – tandlægeklinikker

6.1.4 Koncentreret spildevand som resultat af vandbesparelser og/eller genanvendelse af rensset spildevand

6.1.5 Krav om handlingsplan

6.1.6 Eksempel på vurdering af behov for krav til afledning

6.2 Kontrolprogram

6.2.1 Gradueret afløbskontrol

6.2.2 Valg af kontroltype og kontrolregel

6.2.3 Tilrettelæggelse og gennemførelse af kontrol

6.3 Udformning af en tilladelse

6.3.1 Minimumselementer i en tilladelse

6.3.2 Eksempel på tilladelse

Litteraturliste

Bilag 1: Vurderede specifikke organiske stoffer

Bilag 2: Fysisk kemiske data for at vurdere organiske stoffer

Bilag 3: Analyseparametre til karakterisering af spildevand

Bilag 4: Metodik for vurdering af eksplosionsfare

Fremgangsmåde

Forudsætninger

Flygtigt?

Tungere end luft?

Eksplodingsfare?

Maksimal acceptabel koncentration

Eksempel

Eksempler på maksimal koncentration, tabel 5.1

Oplysninger?

Udvalgte stoffer

Bilag 5: Eksempel på beregning af forslag til grænseværdi

1. Formål

Denne tekniske vejledning har til formål fagligt at støtte kommunerne ved tilladelsesmeddelelser efter miljøbeskyttelsesloven¹⁾ ved tilslutning af industrispildevand til spildevandforsyningernes renseanlæg.

Samtidig er vejledningen tænkt som støtte for virksomheder, der har behov for afledning af spildevand.

1.1 Revision

Nærværende vejledning "Tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsynings-selskabernes spildevandsanlæg – Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. x, 2025" er en revision af Tilslutningsvejledningen²⁾ fra 2006 "Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg".

1.1.1 Det faglige grundlag

Siden Tilslutningsvejledningen fra 2006 blev udarbejdet har meget ændret sig. Der er bl.a. kommet nye og skærpede miljøkvalitetskrav for en række stoffer. Derudover er fjernelse af både metaller og miljøfarlige forurenende stoffer i spildevandsforsyningernes renseanlæg generelt forbedret henover de seneste årtier, og datagrundlaget for denne fjernelse er samtidig udbygget via NOVANA-programmet. Miljøstyrelsen har derfor revideret de vejledende grænseværdier for tilladning til spildevandsforsyningernes renseanlæg for 30 stoffer. Beregningen af vejledende grænseværdier er udført med følgende forudsætninger, der er forskellige fra vejledningen udgivet i 2006:

- i. Den tidligere anvendte BAT-faktor på 10 er fjernet, idet den teknologiske udvikling af renseteknologier betyder, at det ikke konsekvent kan antages, at BAT er en begrænsende faktor for nogle stoffer. Derudover fastslår bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer³⁾, at tilladelsesmyndigheden skal stille strengere vilkår end BAT, hvis det er nødvendigt for at sikre, at renseanlæggets udledning ikke hindrer overholdelse af miljøkvalitetskravene i det modtagende vandområde.
- ii. Der anvendes en fortyndingsfaktor på 1 for tilslutningstilladelser til renseanlæg med udløb til ferske vandområder.
- iii. Der anvendes en fortyndingsfaktor på 10 for tilslutningstilladelser til renseanlæg med udløb til marine vandområder. Dette gøres ud fra en konservativ vurdering.

iv. De nye vejledende grænseværdier skærpes iht. beregningerne, selvom der ikke er observeret overskridelse af miljøkvalitetskrav i vandområdeplanerne for 3. planperiode⁴⁾. Dette gøres fordi NOVANA-overvågningen ikke er tilrettelagt med henblik på at kontrollere overholdelse af miljøkvalitetskrav i nedstrømsudløb, men et generelt overblik over miljøtilstanden i vandområder, samt fordi det ikke er alle stoffer som måles i de matricer (vand, biota, sediment), som der er fastsat miljøkvalitetskrav for.

v. Hvor nye beregnede vejledende grænseværdier er højere end de gældende fra 2006, fastholdes de vejledende grænseværdier fra 2006. Dette gøres med begrundelsen at der er tilgængelige BAT-løsninger til at overholde grænseværdierne. Der er derfor ikke incitament for lempelse af de vejledende grænseværdier.

Disse ændrede forudsætninger for beregning af grænseværdier resulterer i skærpede vejledende grænseværdier for en række stoffer.

Derudover omfatter den nuværende vejledning en opdatering og forsimpning af ABC-metoden til vurdering af stoffers miljøpåvirkning ved tilledning til spildevandsanlæg og miljøet, og dermed hvordan stoffet skal reguleres i tilslutningstilladelsen. I Tilslutningsvejledningen fra 2006 blev ABC-vurderinger foretaget ud fra de enkelte stoffers flygtighed, nedbrydelighed, akut giftighed og bioakkumuleringssegenskaber. I den reviderede vejledning er metoden opdateret for at forsimple og lette arbejdsbyrden ved at basere vurderingen udelukkende på de enkelte stoffers faresætninger (H-sætninger). Derudover lægger den opdaterede metode større vægt på miljøhensynet sammenlignet med den forrige vejledning.

Udkast til den reviderede vejledning ”Tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes spildevandsanlæg – Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 77, 2025” har været sendt i høring hos industriens repræsentanter, Kommunernes Landsforening, landets kommuner, grønne organisationer mfl. Høringssvarene er så vidt muligt indarbejdet i denne vejledning.

Miljøstyrelsens vejledning nr. 42 fra januar 2020 om Paradigmer for tilslutningstilladelser af spildevand til spildevandskloak for bilvaskehaller og vaskepladser (paradigmet for bilvaskehaller) blev udarbejdet for at tilbyde branchespecifik vejledning til kommunernes udarbejdelse af tilslutningstilladelser til bilvaskehaller og vaskepladser.

Miljøstyrelsen vurderer at med forhåndenværende version af tilslutningsvejledningen, offentliggjort [DATO], er væsentlige uoverensstemmelser mellem paradigmet for bilvaskehaller og tilslutningsvejledningen. Miljøstyrelsen kan derfor ikke længere anbefale anvendelsen af paradigmet for bilvaskehaller fra 2020. Miljøstyrelsen anbefaler Tilslutningsvejledningen som en vejledning der kan anvendes bredt på tværs af brancher.

Miljøstyrelsen vil afsøge mulighederne for opdateret branchespecifik vejledning i dialog med branchen.

2. Indledning og lovgivning

Denne vejledning er en teknisk vejledning, der giver generelle anvisninger for administrationen af tilledningen af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes renseanlæg. Vejledningens anbefalinger kan fraviges, når der er fagligt grundlag for det, mens det lovbundne grundlag for administrationen af området er miljøbeskyttelsesloven og de bekendtgørelser, der er udstedt med hjemmel heri.

2.1 Indledning

2.1.1 Vejledningen skal være et redskab

Vejledningen beskriver således de grundlæggende principper for vurdering af industrispildevand med henblik på at opstille relevante vilkår for afledning til spildevandsforsyningernes renseanlæg. Det er hensigten, at vejledningen skal være et redskab til brug for kommuners, såvel som virksomheders, administration af spildevandsområdet. Med industrispildevand menes i denne vejledning spildevand, hvis sammensætning er forskelligt fra almindeligt husspildevand og regnvand.

Anbefalingerne er vejledende

Det skal understreges, at vejledningens anbefalinger er generelle og skal suppleres med viden om de enkelte branchers eller virksomheders mulighed for at reducere spildevandsbelastningen ved hjælp af renere teknologi, genanvendelse og rensning. Anbefalingerne forudsættes anvendt som udgangspunkt for en konkret vurdering af tilledningens omfang og karakter, spildevandsforsynings renseanlæg og vandområdet, hvor spildevandet ønskes udledt. Dette kan i konkrete tilfælde føre til såvel skærper som lempelser i forhold til vejledningens anbefalinger.

Mål for miljøarbejdet

Vejledningens grænseværdier og øvrige anbefalinger er primært fastsat ud fra miljømæssige hensyn, men er i modsætning til for eksempel brancheorienteringer og branchevejledninger ikke relateret til enkelte brancher. Kravene til specifikke stoffer bør så vidt muligt administreres, så udløbskvaliteten fra virksomhederne svarer til vejledningens grænseværdier. Der vil dog uundgåeligt være situationer, hvor gængs teknik ikke er tilstrækkelig til at opnå den ønskede udløbskvalitet. I disse situationer anbefales det generelt, at udløbskrav fastsættes ud fra, hvad der er opnåeligt for virksomheden og myndigheden med den bedste løsning på det pågældende tidspunkt. Dette bør kombineres med et krav til virksomheden om aktivt at arbejde for på sigt at opnå målet for udløbskvaliteten.

Kommunens konkrete vurdering

Kompetencen til at afgøre, under hvilke forhold afledningen af spildevand til spildevandsforsyningernes renseanlæg kan ske, ligger hos kommunalbestyrelsen. Hvis kommunalbestyrelsen konkret vurderer, at vejledningens anbefalede mål for virksomhedernes tilledning ikke harmonerer med de konkrete forhold for afledning, kan kommunalbestyrelsen skærpe eller lempe kravene i forhold til vejledningens anbefalinger. I stedet kan der gøres brug af den erfaring og viden om samspillet mellem stoffer, slam- og udløbskvalitet samt beskyttelse af vand- og jordmiljøet, kommunen har opnået gennem sin tidligere praksis.

2.2 Lovgivning

2.2.1 Myndighedskompetence

Det lovmæssige grundlag for administration af spildevandsområdet er fastlagt i miljøbeskyttelsesloven. Miljøbeskyttelseslovens § 28, stk. 3, giver kommunalbestyrelsen hjemmel til at meddele tilladelse til tilslutning af spildevand til anlæg, der tilhører spildevandsforsyningsselskaber, mens lovens § 30, stk. 1, giver kommunalbestyrelsen hjemmel til at påbyde forbedring eller fornyelse af vilkår, der må anses for utilstrækkelige eller uhensigtsmæssige.

Med hjemmel i miljøbeskyttelsesloven er der desuden i spildevandsbekendtgørelsen⁵⁾ fastsat nærmere regler for administrationen af spildevandsområdet. I Spildevandsvejledningen⁶⁾ er det samlede lov- og regelgrundlag beskrevet, mens nærværende vejledning er en teknisk vejledning og omhandler alene tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningernes renseanlæg.

EU bestemmelser

En del af de danske regler på spildevandsområdet er en implementering af EU-bestemmelser. De væsentligste direktiver i denne forbindelse er byspildevandsdirektivet⁷⁾ og vandrammedirektivet⁸⁾.

Bortskaffelse af spildevand som affald

Hvis der ikke kan gennemføres en spildevandsløsning – herunder f.eks. en løsning med afledning til kloak – for en spildevandstype, afgør kommunen, hvordan spildevandet skal bortskaffes som affald. Det er Miljøstyrelsen der afgør om et stof eller en genstand er affald eller ej jf. affaldsbekendtgørelsen⁹⁾ § 4. Læs mere om hvordan det foregår på Miljøstyrelsens hjemmeside: Klassificering af affald.

2.2.2 Tilslutningstilladelse

Miljøbeskyttelseslovens § 28

Det fremgår af miljøbeskyttelseslovens § 28, stk. 3, at kommunalbestyrelsen giver tilladelse til tilslutning af spildevand til anlæg, der tilhører spildevandsforsyningsselskaber omfattet af § 2, stk. 1, i lov om vandsektorens organisering og økonomiske forhold, samt dertil hørende udløbsledninger under overholdelse af tilladelsen i stk. 1.

Enhver tilslutning af industrispildevand til et spildevandsforsyningsselskabs renseanlæg eller udløbsledninger kræver således tilladelse.

Det fremgår af spildevandsbekendtgørelsens § 15, stk. 2, at kommunalbestyrelsen ved fastsættelse af vilkår i en tilslutningstilladelse skal sikre, at spildevandsforsyningsselskabet kan opfylde sin udlednings-tilladelse, herunder at miljøkvalitetskrav for det berørte vandområde sikres opfyldt.

Det fremgår endvidere af spildevandsbekendtgørelsens §15, stk. 3 at tilladelse til tilslutning af industrispildevand skal indeholde vilkår om forrensning, når det er nødvendigt for at:

- 1) beskytte helbredet hos personalet, der arbejder ved ledningsnettet og renseanlægget,
- 2) sikre, at ledningsnettet, rensningsanlæggene og det dertil knyttede materiale ikke beskadiges,
- 3) sikre, at rensningsanlæggets drift og behandling af slammet ikke forhindres,
- 4) sikre, at tilslutningen ikke er til hinder for, at renseanlægget kan opfylde sin tilladelse til udledning, herunder at miljøet ikke påvirkes negativt eller at miljøkvalitetskravene for det berørte vandområde ikke kan opfyldes, eller
- 5) sikre, at slam fra renseanlæg kan bortskaffes og genanvendes på en forsvarlig og miljømæssig acceptabel måde, herunder overholde krav til kvaliteten af slammet, jf. bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål.

I tilfælde, hvor miljøkvalitetskrav i forvejen er overskredet i det modtagende vandområde, kan udstedelsen af en ny tilslutningstilladelse medføre en merudledning af miljøfarlige forurenende stoffer og derved også en forringelse af vandområdets tilstand. Her skal miljømyndigheden træffe afgørelse i henhold til den enhver tid gældende vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer¹⁰⁾.

Ansøgning

Forudsætningen for, at kommunalbestyrelsen kan meddele tilladelse til tilslutning er, at der foreligger en ansøgning, som indeholder tilstrækkelige oplysninger om spildevandsmængder og indhold af miljøfarlige forurenende stoffer. Kommunalbestyrelsen afgør hvilke oplysninger, der skal foreligge ved behandling af sager om tilslutning.

Eksisterende tilslutningstilladelser

Det fremgår af spildevandsbekendtgørelsens § 68, stk. 1, at der kræves en fornyet tilladelse, når forhold, der har indflydelse på et spildevandsanlæg, ændres væsentligt.

En ændring betragtes som "væsentlig", hvis myndigheden ville stille andre vilkår end de allerede fastsatte, såfremt der var tale om en ansøgning om tilladelse til ny tilslutning. En væsentlig ændring kan f.eks. være en virksomheds ændring af produktionsforhold, som medfører en ny sammensætning af spildevandet, der ikke er omfattet af den hidtil gældende tilslutningstilladelse. I en sådan situation er virksomheden forpligtet til at ansøge om en fornyet tilslutningstilladelse.

Miljøbeskyttelseslovens 30§, stk. 1 finder anvendelse i den situation, hvor en virksomhed optaget på godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1 skal revurderes efter offentliggørelse af BAT-konklusion for liste-virksomhedens hovedlistepunkt. Læs mere i afsnit 4.4.

Kommunen kan ved fornyet af tilladelse til en virksomhed fastsætte vilkår om, at virksomheden inden for en frist skal oplyse kommunen, om virksomheden agter at benytte sig af den fornyede tilladelse eller i stedet fortsætte sin produktion inden for rammerne af den tidligere gældende tilladelse.

At en virksomhed vælger at udskifte nedslidte anlægsdele eller maskineri med nye ofte mindre miljøbelastende, men ellers tilsvarende dele, kræver ikke nødvendigvis en ny tilladelse. Hvis den gældende tilladelse er fyldestgørende og tidssvarende, kan virksomheden som udgangspunkt efter en udskiftning af anlægsdele/maskineri fortsætte sin aktivitet uændret under denne tilladelse. Virksomheden bør altid kontakte myndigheden med henblik på en afklaring af spørgsmålet. Resultater udskiftningen i en markant mindre miljøbelastning end hidtil, kan udfaldet f.eks. blive, at aktiviteten kan ske inden for den gældende tilladelse, dog med den justering, at myndigheden vælger at meddele virksomheden et påbud om skærpeelse af enkelte vilkår for afledning, så den tilladte miljøbelastning svarer til de aktuelle driftsforhold.

Udvides aktiviteten, skal der altid søges om ny tilladelse til afledning af spildevand, også selv om udvidelsen ikke nødvendigvis som følge af udskiftning af anlægsdele/maskineri er mere miljøbelastende end tidligere.

Ny ejer

En tilslutningstilladelse knytter sig til en bestemt produktion på et bestemt sted. Det betyder, at en virksomhed, der ændrer produktionen eller produktionens fysiske placering, skal ansøge om en fornyet tilladelse. Et ejerskifte i en virksomhed er ikke i sig selv en væsentlig ændring, der forudsætter en fornyet tilladelse.

Ændrede forudsætninger for spildevandsforsyningsselskabets udledningstilladelser

Det er virksomhedens ansvar at efterleve tilslutningstilladelsen. Såfremt virksomheden af de i spildevandsbekendtgørelsens § 68, stk. 1, anførte grunde ikke længere kan efterleve tilslutningstilladelsen, skal virksomheden ansøge om en fornyet tilladelse. Det fremgår af spildevandsbekendtgørelsens § 68, stk. 2.

Som det fremgår af spildevandsbekendtgørelsens § 15, stk. 2, skal kommunalbestyrelsen ved fastsættelse af vilkår i en tilslutningstilladelse sikre, at spildevandsforsyningsselskabet kan opfylde sine udledningstilladelser til renseanlæg og overløbsbygværker.

Det betyder, at en kommune som udgangspunkt ikke kan give en tilslutningstilladelse, der medfører, at spildevandsforsyningsselskabet ikke kan overholde sine udledningstilladelser.

Det er kommunen, som tilladelsesmyndighed, der vurderer, hvorvidt en ændring af spildevandsstrømmen er omfattet af virksomhedens gældende tilslutningstilladelse og/eller spildevandsforsyningsselskabets gældende udledningstilladelse.

Hvis en påtænkt tilslutningstilladelse eller fornyet tilslutningstilladelse til en virksomhed ændrer den samlede spildevandsstrøm til spildevandsforsyningsselskabet i en sådan grad, at spildevandsforsyningsselskabet ikke kan overholde sin udledningstilladelse, kan kommunen som anført ovenfor ikke give tilladelse til en sådan tilslutning eller fornyet tilslutning. Kommunen skal med andre ord meddele et afslag.

I et sådan tilfælde kan de berørte parter (kommune, virksomhed og spildevandsforsyningsselskab) i fællesskab afklare, hvilke tekniske muligheder virksomheden og/eller spildevandsforsyningsselskabet har for at justere produktionsforhold og/eller rensningsproces sådan, at det bliver muligt at give virksomheden tillutningstilladelse og samtidig sikre, at spildevandsforsyningsselskabet overholder udledningstilladelsen, herunder om der skal tildeles nye og/eller ændrede vilkår i tilslutningstilladelsen og/eller udledningstilladelsen til spildevandsforsyningsselskabet.

Det er spildevandsforsyningsselskabets ansvar at selskabets udledningstilladelser er tidssvarende og omfatter sammensætningen og mængden af det spildevand, der udledes. Det gælder alle udledninger, herunder rensset spildevand, overløb og såkaldte nødoverløb.

Spildevandsforsyningsselskabet skal således ansøge om fornyet tilladelse efter spildevandsbekendtgørelsens § 68, stk. 1, hvis spildevandsforsyningsselskabets udledninger ikke overholder udledningstilladelserne.

Det er i sidste ende tilladelsesmyndigheden, som vurderer, om en fornyet tilladelse er påkrævet, jf. spildevandsbekendtgørelsens § 68, stk. 2.

Miljøstyrelsen kan som tilsynsmyndighed for spildevandsforsyningsselskaber ændre vilkår i en udledningstilladelse, hvis de allerede fastsatte vilkår er utilstrækkelige. Det fremgår af miljøbeskyttelseslovens § 30. Se nærmere om miljøbeskyttelseslovens § 30 og tilslutningstilladelser i afsnit 2.2.5.

2.2.3 Samtidighed i sagsbehandlingen

I godkendelsesbekendtgørelsen¹¹⁾ og spildevandsbekendtgørelsen er der fastsat regler om samtidighed i sagsbehandlingen.

Det betyder, jf. §40, i godkendelsesbekendtgørelsen at en virksomhed, omfattet af bilag 2 i bekendtgørelsen, der ansøger om tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens §28, stk. 3, og samtidig ansøger om en miljøgodkendelse efter godkendelsesbekendtgørelsen har krav på at få afgørelserne meddelt samtidig. I det tilfælde, at miljøgodkendelsen skal meddeles af Miljøstyrelsen, mens tilslutningstilladelsen skal meddeles af kommunalbestyrelsen, har myndighederne pligt til at koordinere sagsbehandlingen indbyrdes med henblik på at sikre, at miljøgodkendelse og tilladelse meddeles samtidig, jf. godkendelsesbekendtgørelsen §40, stk 2 og stk 3. Godkendelsesmyndigheden er ansvarlig for koordineringen i forhold til, at afgørelserne meddeles samtidig, jf. godkendelsesbekendtgørelsen § 40, stk 4.

Bestemmelserne om samtidighed udgør ikke et krav om, at en virksomhed skal søge om miljøgodkendelse og tilslutningstilladelse samtidig, men de giver alene virksomheden mulighed herfor. Det betyder, at såfremt en virksomhed ønsker samtidighed i afgørelserne, skal den ansøge om miljøgodkendelse og tilslutningstilladelse samtidigt. Hvis virksomheden ikke ønsker, at søge om nævnte tilladelser samtidig vil virksomheden heller ikke få de to afgørelser samtidig.

Der er tilsvarende krav om samtidighed mellem tilslutningstilladelser og afgørelser efter maskinværkstedsbekendtgørelsen¹²⁾ og MCP-bekendtgørelsen¹³⁾.

Pligt til koordinering af sagsbehandlingen

Hvis en virksomhed er omfattet af godkendelsesbekendtgørelsen (både bilag 1 eller 2) og har staten som godkendelsesmyndighed, skal der indledes et samarbejde mellem kommunen og staten. En tilslutningstilladelse vil være en del af de samlede vilkår, som en IED virksomhed (bilag 1 i godkendelsesbekendtgørelsen og bilag 1 i IE-direktivitet¹⁴⁾) skal opnå tilladelse til forinden drift. Tilslutningstilladelser til virksomheder omfattet af godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1 skal dermed også revurderes med de frekvenser, der fremgår af godkendelsesbekendtgørelsen, og senest 4 år efter offentliggørelse af en BAT-konklusion for listevirksomhedens hovedlistepunkt.. Ansvar for samarbejde og koordinering ligger hos såvel kommunen som staten (Miljøstyrelsen).

Krav om anvendelse af digital selvbetjening, Byg og Miljø

I henhold til spildevandsbekendtgørelsen § 64, stk. 4 og 5, gælder følgende:

Virksomheder opført på bilag 1 og 2 i bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed, skal indgive ansøgning om tilladelse i medfør af lovens § 28, stk. 1 og 3, ved anvendelse af den digitale selvbetjening, Byg og Miljø. Virksomheder omfattet af bilag 2 i bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed, skal indgive ansøgning til kommunalbestyrelsen om tilladelse efter lovens § 19, stk. 1, nr. 3, ved anvendelse af den digitale selvbetjening, Byg og Miljø.

Virksomheder omfattet af maskinværkstedsbekendtgørelsen og virksomheder omfattet af MCP-bekendtgørelsen skal indgive ansøgning til kommunalbestyrelsen om tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens § 28, stk. 1, stk. 3, og lovens § 19, stk. 1, nr. 3, ved anvendelse af den digitale selvbetjening, Byg og Miljø.

Ansøgninger, der ikke indgives via den digitale selvbetjening, Byg og Miljø, afvises som udgangspunkt og vil ikke blive behandlet af myndigheden.

Kun undtagelsesvist kan en ikke-digital ansøgning accepteres. Det kan være i en situation, hvor det ud fra særlige forhold eller en samlet økonomisk vurdering kan være mere hensigtsmæssigt for myndigheden at behandle en ansøgning, selvom den ikke indgives ved digital selvbetjening.

Det vil således kun helt undtagelsesvist være muligt for virksomheder, at indgive en ansøgning eller foretage en indberetning på anden måde end digitalt.

I spildevandsbekendtgørelsen § 64, er det fastlagt, at kommunerne har pligt til, ved anvendelse af den digitale selvbetjening Byg og Miljø, at registrere hvornår en sag omfattet af § 64, stk. 4, er fuldt oplyst, og hvornår den er afgjort.

2.2.4 Relation til lov om miljø og genteknologi

Er der tale om tilslutning af spildevand fra en produktion, der anvender genmodificerede organismer, gælder der særlige forhold. I dette tilfælde reguleres vilkår for afledning af genetisk modificerede organismer i medfør af lovbekendtgørelse om miljø og genteknologi¹⁵⁾.

2.2.5 Ændring af vilkår for eksisterende tilslutninger

Denne vejledning ændrer ikke gældende tilslutningsvilkår for bestående virksomheder. Dog kan det have betydning for eksisterende tilladelser i kraft af § 30, stk. 1, i miljøbeskyttelsesloven.

Miljøbeskyttelseslovens § 30, stk. 1

Kommunalbestyrelsen har med miljøbeskyttelsesloven § 30, stk. 1, hjemmel til at påbyde forbedring og fornyelse af vilkår, der må anses for utilstrækkelige eller uhensigtsmæssige, eller påbyde ændringer ved tilsluttede anlæg. Der vil typisk være tale om forhold, hvor den gældende tilslutningstilladelse ikke er tidssvarende i forhold til beskyttelse af renseanlæggets processer, overholdelse af miljøkvalitetskrav i det modtagende vandområde nedstrøms renseanlæggets udløb og slammets slutdisponering. Ydermere skal der tages højde for udvikling inden for renere teknologi eller ny viden om farlige stoffer.

Ofte vil det ikke være muligt for en kommunalbestyrelse at tilskrive en eventuel effekt på spildevandsanlæg, kloaknet eller modtagende vandområdet til en bestemt afledning. Det gør det i endnu højere grad nødvendigt, at kommunalbestyrelsen ved påbud om reviderede vilkår for afledning for den enkelte virksomhed sikrer sig, at der ikke er risiko for, at den pågældende afledning bidrager til uacceptable effekter.

Kommunen kan ikke pålægge en virksomhed at søge om en fornyet tilslutningstilladelse. Kommunen kan forsøge, via dialog, at få virksomheden til at søge om fornyet tilslutningstilladelse. Ved enighed om indholdet af nye vilkår for tilslutningen meddeles tilladelse efter § 28, i miljøbeskyttelsesloven.

Såfremt der ikke opnås enighed om indholdet af nye vilkår for tilslutningen, har kommunen pligt til at behandle sagen efter § 30, stk. 1, i miljøbeskyttelsesloven og de forvaltningsretlige regler, der gælder for meddelelse af påbud.

Forvarsling

En revision af gældende tilslutningsvilkår kræver påbud med skriftlig forvarsling efter Miljøbeskyttelsesloven § 75. Modtageren af påbuddet bør opfordres til inden for en givet frist at bidrage med oplysninger, der kan belyse omkostninger, fordele og ulemper ved kommunalbestyrelsens beslutning.

Kommunalbestyrelsen bør i forbindelse med en forvarsling sikre sig en tilsvarende viden om eksempelvis en virksomheds spildevand som ved behandling af en ansøgning om tilslutning. Dette kan opnås ved at anmode om oplysninger til vurdering af spildevandsforholdene, alternativt påbyde virksomheden at fremskaffe oplysningerne efter reglerne i miljøbeskyttelsesloven § 72, stk. 1.

Særligt gælder der for revurdering af tilslutningstilladelsen til virksomheder omfattet af godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1, at virksomheden bør redegøre for BAT på baggrund af relevante BAT-konklusioner. Til hjælp for dette har MST udarbejdet BAT-tjeklister som findes på styrelsen hjemmeside. Læs mere om BAT og krav om revurdering af tilslutningstilladelser for bilag 1-virksomheder i kapitel 4.

Efter miljøbeskyttelsesloven § 72, stk. 3, kan tilsynsmyndigheden desuden revidere vilkårene for en tilladelse for at forbedre virksomhedens egenkontrol eller for at opnå et mere hensigtsmæssigt tilsyn. Bestemmelsen omfatter egenkontrollvilkår i alle godkendelser, tilladelser og påbud, der er meddelt efter miljøbeskyttelsesloven.

Bedste, tilgængelige teknologi

I de tilfælde, hvor tilslutningsvilkår tages op til revision, bør vejledningens anbefalinger være udgangspunktet, som havde der været tale om meddelelse af en tilslutningstilladelse. Det betyder bl.a., at grund-

laget er bedste, tilgængelige teknik. At gældende tilslutningsvilkår ikke følger anbefalingerne i denne vejledning, er ikke nødvendigvis ensbetydende med, at vilkårene bør tages op til revision. Dette bør baseres på en konkret vurdering.

For virksomheder omfattet af godkendelsesbekendtgørelsens bilag1 er relevante BAT-konklusioner bindende, hvorfor de skal lægge til grund for afgørelsen om tilladelse. Læs mere om BAT-konklusioner i afsnit 4.3.2.

Overensstemmelse med spildevandsplan

Reguleringer af tilslutningstilladelser kan ikke ske for at skabe ekstra kapacitet på spildevandsanlægget som følge af et for småt dimensioneret anlæg. Her har virksomheden ret til at aflede spildevand inden for den kapacitet, der er afsat for det givne opland i spildevandsplanen. Uanset spildevandsplanens eventuelle kapacitetsangivelser skal vilkår for afledning dog altid være baseret på, at virksomheden anvender bedste, tilgængelige teknik.

2.2.6 Relation til byggeloven

Opmærksomhed ved meddelelse af bygningstilladelse

I henhold til bygningsreglementet¹⁶⁾ (BR18) §35, gælder følgende:

Stk. 2: Inden der kan gives byggetilladelse, skal kommunalbestyrelsen undersøge, om byggearbejdet er i strid med anden lovgivning.

Stk.3: Krav i byggetilladelsen, der er fastsat i medfør af anden lovgivning, skal fremgå særskilt af tilladelsen.

Det anbefales, at ansøgeren i forbindelse med en ansøgning om byggetilladelse gøres opmærksom på, at kommunalbestyrelsen også skal ansøges om den fornødne tilslutningstilladelse efter miljøbeskyttelsesloven, hvis der er tale om afledning af spildevand fra byggeriet. Ved meddelelse af byggetilladelse skal kommunalbestyrelsen derfor også være opmærksom på, om der er givet tilslutningstilladelse af spildevand, og hvorvidt dette skal koordineres med staten som godkendelsesmyndighed for virksomheder omfattet af bilag 1 og 2 i godkendelsesbekendtgørelsen.

Udløbsinstallationer

Der skal indsendes en forskriftsmæssig ansøgning med tegninger til kommunens byggesagsafdeling, såfremt der udføres udløbsinstallationer.

I henhold til bygningsreglementet (BR18) skal alle udløbsinstallationer, herunder sandfang og olieudskillelere, udføres efter DS 432:2009 Norm for udløbsinstallationer.

Når tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven mangler

Der er et problem når eksisterende virksomheder, har fået meddelt en byggetilladelse, uden at kommunalbestyrelsen har været opmærksom på, at der ikke efter ansøgning er meddelt tilladelse til tilslutning af spildevandet.

Nye eller ændrede tilslutninger uden tilladelse:

For at få opdateret alle forhold af betydning for tilslutningen af spildevand fra virksomheden vil det være hensigtsmæssigt, at virksomheden selv ansøger om en ny tilslutningstilladelse. Drejer det sig om en virksomhed, med eller uden byggetilladelse, der igennem en kortere periode har været tilsluttet et

spildevandsforsynings renseanlæg uden tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven, skal kommunalbestyrelsen som tilsynsmyndighed efter § 65, foranledige det ulovlige forhold bragt til ophør, når denne bliver vidende om forholdet, jf. lovens §§ 68-69. Retningslinjer herfor findes i Miljøstyrelsens vejledning om håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven¹⁷).

Gamle tilslutninger uden tilladelse:

Hvis en virksomhed gennem flere år har tilledt spildevand til spildevandsforsyningets-selskabets renseanlæg uden tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven, men alene på baggrund af en byggetilladelse, må kommunalbestyrelsen være bekendt med tilledningen. Når kommunalbestyrelsen i en sådan situation vurderer, at der er fagligt grundlag for at stille særlige vilkår for tilslutning, vil dette administrativt set kunne ske efter miljøbeskyttelsesloven § 30.

2.2.7 Klageadgang

Miljø- og Fødevareklagenævnet

Kommunalbestyrelsens afgørelser efter miljøbeskyttelsesloven § 28, stk. 3 (tilladelser), og § 30 (påbud), kan påklages til Miljø- og Fødevareklagenævnet inden for 4 uger fra den dag afgørelsen er meddelt, jf. miljøbeskyttelseslovens §§ 91 og 93.

Klage skal indgives via Klageportalen, som er at finde på forsiden af www.naevneneshus.dk. Herfra logges der på med MitID/MitID Erhverv.

Søgsmål

En afgørelse kan altid indbringes for domstolene inden 6 måneder fra meddelelse eller offentliggørelse af afgørelsen, jf. miljøbeskyttelsesloven § 101, stk. 1.

Ingen klageadgang som undtagelse

Der er dog den undtagelse, at der ikke er klageadgang, hvis tilladelsen eller påbudet vedrører en spildevandstilledning, hvis sammensætning svarer til husspildevand, og der samtidig er tale om en tilledning, der mængdemæssigt er på 30 personækvivalenter (PE) eller derunder, jf. spildevandsbekendtgørelsen § 43, stk. 1.

Ved vurdering af, hvilken kapacitet angivet i PE en spildevandsafledning svarer til, kan der ikke ske en udjævning af stofmængden. F.eks. kan et stofindhold, der er angivet i f.eks. kg/døgn, ikke udjævnes over et år, selvom der i det pågældende tilfælde kun sker afledning et vist antal dage om året. Det gælder f.eks. campingpladser, forsamlingshuse mv., der kun benyttes i korte perioder af gangen. For virksomheder med sæson og ugevariationer i belastningen er det også maks. belastningen i f.eks. kg/døgn, der skal benyttes.

Begrænsningerne i klageadgangen gælder kun, hvis spildevandet efter sit indhold kan omregnes til PE og i øvrigt ikke indeholder andre stoffer end husspildevand.

Ved 1 PE forstås 21,9 kg organisk stof/år målt som det biokemiske iltforbrug (BI5), 4,4 kg total kvælstof/år eller 0,72 kg total fosfor/år, jf. spildevandsbekendtgørelsen § 3, stk. 1, nr. 5.

En spildevandsafledning, hvor spildevandet indeholder andre stoffer, end hvad der normalt forekommer i husspildevand (f.eks. industrispildevand) eller har en væsentlig anden sammensætning, er således ikke sammenlignelig med en afledning af husspildevand, uanset om alle tre parametre ligger under niveauet svarende til 30 PE. Forhøjet temperatur, f.eks. på kølevand, medfører ligeledes, at spildevandet ikke er sammenligneligt med husspildevand. Hvis der er tale om tilslutning af kølevand er der således klagemulighed.

2.2.8 Tilsyn og håndhævelse

Ifølge miljøbeskyttelsesloven kapitel 9, § 65, fører kommunalbestyrelsen tilsyn med at vilkår fastsat i forbindelse med tilladelser overholdes, og at påbud og forbud efterkommes.

Hvis kommunalbestyrelsen konstaterer overtrædelse af tilslutningstilladelser, skal kommunalbestyrelsen håndhæve de ulovlige forhold i henhold til miljøbeskyttelsesloven kapitel 9, §§ 68 og 69.

For alle godkendelsespligtige virksomheder efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, meddeler kommunalbestyrelsen tilladelse til spildevandsafledning til offentlig kloak, jf. miljøbeskyttelsesloven § 28, stk. 3. Kommunalbestyrelsen har tilsynet med spildevandsinstallationerne, herunder også med spildevandsinstallationerne inde på selve virksomheden.

For yderligere oplysninger og vejledning om tilsyn og håndhævelse henvises til Miljøstyrelsens vejledning om håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven.

2.3 Trin ved udarbejdelse af tilladelse til afledning

Processen med at udarbejde vilkår for tilslutning af industrispildevand til forsyningsselskabets spildevandssystem afhænger meget af de konkrete omstændigheder. I det følgende er de overordnede elementer i arbejdsgangen beskrevet med henvisning til, hvor i vejledningen der kan hentes yderligere oplysninger.

Muligt forløb for udarbejdelsen af tilslutningstilladelse:

- 1) Ved kontakt mellem virksomhed og kommune informerer kommunen om procedure og lovgrundlag for tilslutningstilladelser. Se kap. 2
- 2) Virksomhed fremsender ansøgning med en spildevandsteknisk beskrivelse af dens: Produktionsforhold, råvarer, hjælpestoffer og spildevandsstrømme, samt en redegørelse for anvendelse af BAT. Se kap. 5
- 3) Kommunen behandler den fremsendte ansøgning og anmoder eventuelt om yderligere materiale. Se kap. 3
- 4) Kommunen foretager på baggrund af den spildevandstekniske beskrivelse en vurdering af spildevandsafledningen i forhold til: Anvendelsen af BAT, kloakarbejdere, kloaksystemet, renseanlægget, vandmiljøet og slamkvaliteten. Se kap. 4
- 5) Kommunen udarbejder en tilslutningstilladelse med følgende hovedelementer:

Anlægs- og/eller driftsvilkår, vilkår for afledning, egenkontrol og handlingsplan. Se kap. 6

3. Vurdering af stoffer i spildevand

3.1 Oversigt over miljøhensyn

Ved tilladning af spildevand til det spildevandsselskabets spildevandssystem skal der tages hensyn til spildevandets betydning for blandt andet kloaksystemet, renseanlægget og de vandområder, der modtager det rensede spildevand, eller som modtager urensset spildevand fra overløb. I det følgende beskrives stoffer og forhold, der kan give problemer ved afledning til spildevandssystemet, og der gives forslag til kriterier for kravfastsættelse til disse stoffer.

Der er som nævnt mange hensyn at tage ved vurdering af industrispildevands mulige effekter. Vurdering og eventuel kravfastsættelse til den enkelte virksomhed bør ske ud fra hensynene til - på den ene side:

- Tilstopning og korrosion mv. i afløbssystemet
- Arbejdsmiljø for kloakarbejdere, og hensynet til kloakpumpestationernes naboer mv.
- Renseanlæggets processer
- Anvendelsesmulighederne for slammet fra rensesanlægget
- Det vandområde, der skal modtage det rensede vand
- Eventuelle regnvandsbetingede overløb af fortyndet urensset spildevand direkte til et vandområde

Og på den anden side:

- Virksomhedens muligheder for at reducere afledningen af uønskede stoffer ved renere teknologi og intern rensning

I det følgende omtales de miljømæssige hensyn nærmere. I kapitel 4 omtales forholdene vedrørende anvendelse af bedste, tilgængelige teknik.

Grundlaget er biologisk nedbrydning

Vejledningens anvisninger tager udgangspunkt i, at der finder en god biologisk nedbrydning sted i rensesanlægget. Hvis der skal gives tilladelse til afledning til et ikke-biologisk anlæg, f.eks. et mekanisk-kemisk anlæg, skal kommunalbestyrelsen derfor være opmærksom på, at kravene til afledning af spildevand, indeholdende diverse stoffer, tilsvarende bør skærpes.

Tilslutning til udløbsledning

Desuden er vejledningens anvisninger rettet mod, at tilledningen af spildevand sker til indløbet til et rensesanlæg, der er ejet af et spildevandsforsyningsselskab. Det kan forekomme, at en virksomhed ønsker at tillede industrispildevand til udløbsledningen fra rensesanlægget, dvs. efter rensprocesserne. I sådanne tilfælde skal kommunen meddele en tilladelse til tilslutning af spildevand til udløbsledningen. Udledningen af spildevand betragtes som en direkte udledning af spildevand.

3.2 Forhold af betydning for kloaknettet

Tilstopning

Helt grundlæggende for funktionen af afløbssystemer er, at der ikke sker tilstopninger, dvs. at der ikke med spildevandet tilføres så store emner, at rørene blokeres, og at der ikke tilføres så meget tungt, bundfældeligt stof, at rørene fyldes op med dette materiale.

Disse hensyn vil ofte være tilgodeset ved opfyldelse af bygningsreglementet og normer for udformning af afløbssystemet, men der kan i visse tilfælde være behov for at stille specifikke driftskrav til den enkelte virksomhed om disse forhold.

Det kan være nødvendigt, afhængig af spildevandets karakter, at kræve forrensning som for eksempel bundfældning, fedtudskiller, benzin- og olieudskiller for at sikre, at kloaknettet ikke sættes ud af funktion, hvorved spildevandet kan forurene vandområder via overløbsbygværker, utætheder, dobbeltbrønde mv. At forrensningen fungerer efter hensigten, kan kræves sikret via alarmer eller anden overvågning.

Der kan i visse sammenhænge være behov for at stille krav til mængden af flydestoffer og fedt på grund af de gener, det kan give ved tilstopning i pumpestationernes pumper, kontraventiler og styreaggregater (niveauvipper).

Eksplosionsfare

De elektriske installationer i pumpestationer og renseanlæg mv. kan på trods af sikring give anledning til gnistdannelse, og det må derfor sikres, at der ikke tilføres eksplosionsfarlige luftarter i de tilknyttede luftrum.

Der må derfor stilles krav om, at vandet ikke indeholder høje koncentrationer af flygtige eksplosionsfarlige stoffer som f.eks. organiske opløsningsmidler, benzin og olie. En vurdering af, om flygtige stoffer kan give anledning til eksplosionsfare, kan udføres som nærmere beskrevet i bilag 4.

Lugt

Mange typer af spildevand, eksempelvis fra fødevarerindustrien, afleder meget let-bioomsætteligt organisk stof. Er biomassen sulfatholdig, kan der under iltfattige forhold dannes svovlbrinte. Svovlbrinte er giftig, en hyppig årsag til lugtgener og desuden en farveløs luftart. Da svovlbrinte er tungere end atmosfærisk luft, har det tendens til, at samles i brønde eller andre fordybninger, og kan derfor udgøre en fare for kloakarbejdere. Der kan søges yderligere oplysninger om svovlbrinte i Miljøstyrelsens miljøprojekt om Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger¹⁸⁾ og i artikel af Hvidtved-Jacobsen et. al¹⁹⁾.

Hydraulisk overbelastning

Hensynene til kapaciteten af rørsystem og pumpestation kan medføre, at der er behov for at stille krav om maksimal vandføring. Selv om de fleste overløbshændelser er knyttet til nedbørssituationer, kan der lokalt være forhold, der gør det nødvendigt at stille krav om udjævning af flow fra virksomheder, f.eks. hvor der på virksomhederne sker tømninger af beholdere o.l.

Specielt bør det sikres, at regnvejrshændelser og andre store udløbshændelser udjævnes og/eller nedsives, så de ikke medfører, at kloaksystemet løber over og forurener vandområderne.

Korrosion

Hensynet til holdbarheden af ledningsnettet, pumpestationer mv. betyder, at det er vigtigt at være opmærksom på spildevandets korrosive egenskaber.

Generelt kan man skelne mellem de direkte korrosive stoffer (som f.eks. syrer, baser mv.) og stoffer, som omdannes til korrosive stoffer i kloaksystemet. Bl.a. vil en sulfatholdig biomasse under iltfattige forhold forøge dannelsen af det korrosive stof svovlbrinte.

Samtidig skal man være opmærksom på, at risikoen for korrosion er helt afhængig af de materialer, rørsystemerne er bygget af.

3.3 Beskyttelse af renseprocesserne

Ved tilledning af spildevand til renseanlæg må man skelne mellem de stoffer, som anlægget er udformet til at håndtere, og de stoffer, som ikke kan håndteres af anlæggets processer. Når der eksempelvis er tale om et renseanlæg til biologisk næringssaltfjernelse, vil biologisk omsætteligt organisk stof, kvælstof og fosfor være "velegnede" stoffer, når de leveres i en mængde og sammensætning, som anlægget er dimensioneret til at behandle. Derimod er stoffer, der hæmmer renseprocesserne, dvs. hæmmer den biologiske omsætning, uønskede, ligesom stoffer, der medfører uacceptabel kvalitet af renseanlæggets slam eller det rensede spildevand, er uønskede.

Biologiske omsætninger

Den helt dominerende type renseanlæg i Danmark er anlæg med biologisk nedbrydning af organisk stof samt kvælstof- og fosforfjernelse, hvor de biologiske processer, der indgår, er:

- Aerob nedbrydning af organisk stof (omsætning af organiske forbindelser til cellemasse)
- Nitrifikation (aerob omdannelse af ammonium til nitrit og dernæst til nitrat)
- Denitrifikation (anaerob omdannelse af nitrat til frit kvælstof eller lattergas)

samt eventuelt:

- Biologisk fosforoptagelse (ophobning af fosfor i bakterieceller)
- Anaerob udrådning af slammet (omdannelse af organisk materiale til methangas)

Ét væsentligt hensyn ved vurdering af industrispildevandet er derfor, at spildevandet ikke indeholder stoffer, der hæmmer disse processer. Da alle processerne er af vital betydning for renseanlæggenes funktioner, må kravene sættes ud fra hensynet til den mest kritiske af disse.

Nitrifikation

Af renseanlæggets processer er nitrifikationen den mest kritiske, idet nitrificerende renseanlæg er dimensionerede, således at nitrifikationsprocessen netop kan forløbe. Nitrifikation foretages af et lille udvalg af arter, hvilket gør processen sårbar. Nitrifikationsprocessen kan inhiberes af en lang række stoffer, hvilket selv ved en ringe inhibering kan resultere i totalt ophør af nitrifikationen. Dette vil dog ikke nødvendigvis ske momentant, men ofte efter en udvaskningsproces på flere uger.

På grund af en meget langsom væksthastighed hos nitrificerende bakterier bliver processen samtidig dimensionerende for renseanlæggets luftningstanke.

Den langsomme væksthastighed betyder endelig, at det tager lang tid for renseanlægget at komme sig over stødvisse belastninger med nitrifikationshæmmende stoffer. Dette kan betyde, at renseanlægget ikke fungerer optimalt, og at udlederkravene for kvælstof derfor ikke kan overholdes. Der er således et klart behov for at sikre, at industrispildevandet ikke tilfører nitrifikationshæmmende stoffer i mængder, der generer renseeffektiviteten. Vurdering af nitrifikationshæmning er nærmere omtalt i afsnit 3.10.6-3.10.10 og der kan findes yderligere oplysninger om nitrifikationshæmmende stoffer i Miljøstyrelsens miljøprojekt om Tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg²⁰⁾ bilag 4.1 og i artiklen af Blum et al.²¹⁾

Denitrifikation

En bred gruppe af organismer bidrager til denitrifikation ved at oxidere organisk stof ved hjælp af nitrat - såkaldt 'nitratrespiration'. Dette forhold udnyttes i den biologiske kvælstoffjernelse, så kvælstof frigives til atmosfæren som frit nitrogen. Et mellemprodukt i denne proces er dog lattergas, som også frigives til atmosfæren, og som søges undgået. Da der er et stort overlap mellem arter, der kan bidrage til forskellige delreaktioner i denitrifikation, er processen kun i lille grad følsom for inhiberende stoffer.

Aerob nedbrydning

Den biologiske nedbrydning af det organiske stof i renseanlæggene udføres af den bredt sammensatte flora af heterotrofe mikroorganismer. Her omsættes organiske forbindelser til øget cellemasse ved tilstedeværelsen af ilt. Der er et stort overlap mellem organismer, der bidrager til den biologiske nedbrydning og denitrifikation. Da der er tale om nedbrydning af mange forskellige typer stoffer og involveringen af mange forskellige organismer, vil der sjældent være grund til at stille krav til spildevandets effekt på den aerobe nedbrydning, når det er sikret, at vandet ikke har hæmmende effekt på nitrifikationen.

Biologisk fosforfjernelse

Biologisk fosforfjernelse er baseret på specialiserede bakterier, der kan ophobe fosfor i cellerne under de rette betingelser. Dette involverer vækstforhold, der skifter mellem anaerobe forhold med høj tilgængelighed af letomsætteligt organisk materiale og aerobe forhold med lavt indhold af organisk materiale. Den biologiske fosforfjernelse kan inhiberes af kemisk fosforfældning, idet man fjerner fosfor tilgængelig for mikroorganismene i opløsningen, jf. Oehmen et al.²²⁾

Viden om hæmning af disse mikroorganismegrupper er endnu begrænset, og der er udført få forsøg på at bestemme følsomheden af disse grupper. Enkelte studier af Meng et al.²³⁾ og Nguyen et al.²⁴⁾ rapporterer om, at sulfider og pH kan inhibere biologisk fosforfjernelse. Der er således ikke grundlag for på det nuværende grundlag at stille specifikke krav til beskyttelse af denne proces.

Udrådning

Udrådning af slam involverer mange grupper af anaerobe mikroorganismer, men specielt gruppen af methandannende bakterier er i litteraturen angivet at være følsom over for forskellige hæmmende stoffer. Ud over tungmetaller og giftige organiske forbindelser angives almindeligt forekommende ioner som calcium, natrium og kalium at kunne virke hæmmende i høje koncentrationer, jf. artikel af Stronach et al.²⁵⁾ Følsomheden af methandannelsen over for miljøfarlige stoffer ligger generelt på niveau med nitrifikation.

I Danmark er hæmning af rådnetanke dog sjældent et problem. Den lange opholdstid sammenholdt med den meget lille del af spildevandet, der tilføres rådnetankene, vil normalt bevirke, at vandopløselige hæmmende stoffer kun vil forefindes i lave koncentrationer. Derimod vil stoffer, der akkumuleres i slammet, udgøre en potentiel risiko for hæmning.

Slamegenskaber

Aktivt slams bundfældningsegenskaber har stor betydning for renseanlæggenes udløbskvalitet. Generelt er sammenhængen mellem slamegenskaber og tilførte stoffer eller spildevandets sammensætning dårligt kendt. Det skyldes blandt andet, at der er tale om et kompliceret samspil mellem spildevandets sammensætning og driftsformen, som tilsammen styrer udviklingen af mikrofloraens sammensætning, som igen er bestemmende for slammets bundfældningsegenskaber.

Det er således vanskeligt at pege på bestemte stofgrupper, der bevirker udvikling af dårlige slamegenskaber. Det er dog kendt, at høje koncentrationer af olie og fedt emulgeret i vandet kan påvirke bundfældningsegenskaberne negativt. Højt indhold af fedtstoffer kan øge væksten af trådformende bakterier, som giver problemer med slammets bundfældningsegenskaber, jf. Fan et al.²⁶⁾. Ligeledes kan tilledning af svovlbrintedannende stoffer til et renseanlæg være afgørende for udviklingen af f.eks. trådformede bakterier, jf. Li et al.²⁷⁾. Forrensning af spildevandet ved industrien kan i disse tilfælde overvejes. Også overfladeaktive stoffer (detergenter) er i enkelte tilfælde angivet som årsag til dårlige slamegenskaber, men dokumentationen er usikker.

Grænseværdierne for olie og fedt - omtalt i afsnit 3.8.3 - er fastsat på baggrund af hensynet til slamegenskaberne.

3.4 Beskyttelse af slamkvalitet

Slam som ressource

Slam er en ressource, der i videst muligt omfang skal udnyttes. I følge Miljøstyrelsens handlingsplan om cirkulær økonomi²⁸⁾ blev 74% af fosfor i slam genanvendt i 2018 ved udbringning på landbrugsjord. Det vurderes, at dette tal kan stige til 85%, hvis teknologien for at udvinde fosfor fra slamaske videreudvikles.

Jordbrugsanvendelse

Bortskaffelsen af slammet fra renseanlæggene i Danmark sker primært ved udnyttelse af slammet som gødnings- og jordforbedringsmiddel i landbruget og alternativt ved f.eks. forbrænding eller deponering i de tilfælde, hvor en udnyttelse ikke er mulig. For anvendelsen i landbruget er der fastsat krav til slammetets kvalitet, jf. bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål²⁹⁾. Disse krav er udformet dels som grænseværdier for slammets indhold af tungmetaller, og dels som grænseværdier for et antal specifikke organiske stoffer.

Forbrænding og deponering

At slammet fra et spildevandsforsynings renseanlæg har en karakter, så det ikke er egnet til jordbrugsformål, men må brændes eller deponeres, berettiger ikke til at aflede ubegrænsede mængder tungmetaller eller miljøfarlige forurenende stoffer til anlægget. Målet er fortsat at søge at begrænse tilledningen af forurenende stoffer til spildevandsanlægget.

Ved forbrænding frigøres en betydelig del af bl.a. de indeholdte tungmetaller, der overføres til restproduktet fra røggasrensningen eller spredes i omgivelserne. Specielt kviksølv og arsen er kendte for deres flygtighed, der gør det vanskeligt at foretage en effektiv røggasrensning for disse stoffer. Deponering af restprodukter fra forbrænding kan ligeledes udgøre et problem, bl.a. på grund af risiko for udvaskningen fra depoterne, hvilket også gør sig gældende, hvis slam deponeres på losseplads.

Ved fortsat at arbejde for at begrænse indholdet af tungmetaller og miljøfarlige forurenende stoffer i slammet kan der eventuelt senere vise sig mulighed for anden anvendelse end forbrænding og deponering af slammet.

Vejledende grænseværdier

Jf. spildevandsbekendtgørelsen har tilladelsesmyndigheden hjemmel til at fastsætte vilkår i tilslutningstiladelser, der tager hensyn til overholdelse af slamkvalitetskrav. Der er for en række tungmetaller og specifikke organiske stoffer fastsat vejledende grænseværdier ud fra hensynet til slamkvalitet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål og udløbskvalitet. De vejledende grænseværdier er nærmere omtalt i afsnit 3.11.

3.5 Beskyttelse af vandmiljøet

Spildevandets egenskaber

Den miljømæssige påvirkning af et vandområde fra udledning af spildevand fra et renseanlæg skyldes en række egenskaber ved det samlede spildevand. Disse egenskaber kan igen henføres til spildevandets indhold af en række stofkomponenter, der tilsammen er af betydning for spildevandets miljømæssige effekt.

Miljøkvalitetskrav

I henhold til spildevandsbekendtgørelsen § 15, stk. 2 og stk. 3, skal kommunerne som tilladelsesmyndighed sikre, at afledningen ikke er til hinder for, at et spildevandsanlæg, der er ejet af et spildevandsforsyningsselskab, kan opfylde sin tilladelse til udledning, herunder at miljøkvalitetskravene for det berørte vandområde sikres opfyldt.

I bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål³⁰⁾ findes miljøkvalitetskrav, der skal være overholdt for, at vandområder kan leve op til, hvad der betegnes som ”God tilstand”. Der er både nationalt- og EU-fastsatte, generelle miljøkvalitetskrav og maksimumkoncentrationer for en lang række stoffer i vand, hvor der differentieres mellem vandområder med indlandsvand og andet overfladevand. Der er derudover EU-fastsatte generelle miljøkvalitetskrav for biota, samt nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav for både biota og sediment, hvor der igen differentieres mellem vandområder med indlandsvand og andet overfladevand.

Det generelle kvalitetskrav skal være opfyldt som et årligt gennemsnit, og er fastsat for at beskytte vandmiljøet mod kroniske effekter på vandlevende organismer. Maksimumkoncentrationen er fastsat med formål at beskytte vandmiljøet mod akut giftvirkning på vandlevende organismer. Denne koncentration må derfor aldrig overskrides.

For stoffer uden fastsat miljøkvalitetskrav kan man i henhold til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer³¹⁾ anvende miljøkvalitetskriterier. På Miljøministeriets hjemmeside findes datablade med miljøkvalitetskriterier og begrundelsen herfor for en række stoffer.

Afsnit 3.7 beskriver, hvordan det ved udstedelse af tilslutningstilladelse vurderes, hvorvidt der skal tages højde et stofs miljøkvalitetskrav. Der kan derudover hentes meget mere viden om anvendelsen af miljøkvalitetskrav og kriterier i Miljøstyrelsens vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer.

Spildevandskarakterisering

Da spildevandet fra et renseanlæg indeholder et meget stort antal stoffer, hvoraf mange er ukendte, vil en mulig måde at bedømme den miljømæssige påvirkning af spildevandet være ud fra måling af en række generelle egenskaber ved spildevandet. Ved kendskab til konkrete tilførsler af specifikke stoffer skal denne viden naturligvis inddrages.

Spildevands miljømæssige egenskaber er ud over de primære effekter på iltforbrug og eutrofiering (dvs. næringsberigelse og algevækst i vandområder) karakteriseret ved følgende parametre:

- Giftighed (toksisitet).
- Indhold af bioakkumulerende og biomagnificerende stoffer (dvs. stoffer med evne til at optages og ophobes i levende organismer eller op gennem fødekæden).
- Indhold af svært nedbrydelige (persistente) forbindelser.
- Farve og lugt.
- Sygdomsfremkaldende mikroorganismer.

Hvorledes industrispildevands effekter i det modtagende vandområde kan vurderes, er udførligt beskrevet i Miljøstyrelsens miljøprojekt om Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand³²⁾. I nærværende sammenhæng bliver det afgørende spørgsmål at vurdere, hvilken effekt spildevandet har efter passage

gennem et biologisk renseanlæg, og specielt hvilke parametre eller – stofgrupper, der kan forventes at have effekter på vandområdet.

Giftighed

Et stofs påvirkning af en organisme kan opdeles i akut og kronisk toksisitet (giftighed). Akut toksisitet opstår som følge af organismens korttids eksponering til ofte høje koncentrationer af et stof. Det ses f.eks. i forbindelse med ufortyndet og utilstrækkeligt rensset spildevand, som påvirker vandmiljøet omkring udledningen. Kronisk toksisitet opstår som følge af længerevarende eksponering af organismen, og kan observeres ved eksponering til selv lave koncentrationer.

Akkumulerbare stoffer

Spildevandets indhold af stoffer, som kan bioakkumulere og biomagnificere, kan have betydning for spildevandets miljøpåvirkning både i nærmiljøet og over større afstande. Nogle stoffer kan akkumulere i sediment eller planter eller i en organisme i løbet af dens levetid. Dette kan have effekt for den enkelte organisme eller for andre dyr, som enten lever i sedimentet eller spiser planter og dyr, som har ophobet disse stoffer. Gennem biomagnificering kan stoffer, udledt med spildevandet, ophobes op gennem fødekæden og påvirke mange led i fødekæden. I sidste ende kan mennesker, som f.eks. spiser fisk og skaldyr påvirkes.

Den mest kendte og omtalte form for bioakkumulerbare stoffer er tungmetaller, men en lang række organiske forbindelser, primært en række lipofile stoffer (stoffer, der foretrækker at være i en fedtfase eller fase med organisk materiale frem for en vandfase), har tilsvarende egenskaber.

Når et stofs bioakkumulerbarhed vurderes, skal der også tages højde for stoffer, som akkumuleres i renseanlæggets slam og evt. efterfølgende udspreddning af spildevandsslammet på landbrugsjord.

Svært nedbrydelige stoffer

Mange sværtnedbrydelige stoffer vil ikke blive nedbrudt i renseanlægget, men vil enten ende i spildevandsslammet eller passere gennem renseanlægget og udledes til vandområdet, alt afhængig af stoffets vandopløselighed.

Forekomsten af tungt nedbrydelige stoffer i spildevand kan ofte knyttes til industrielle tilledninger af specifikke miljøfarlige forurenende organiske forbindelser, og det illustrerer behovet for at være opmærksom på industrier, der afleder tungt nedbrydelige stoffer.

Der er i spildevandsbekendtgørelsen fastsat krav til indholdet af organisk stof, kvælstof og fosfor i det rensede spildevand fra renseanlæg større end 5000 PE. For den del af det organiske stof, der er letnedbrydelig, gælder det generelt, at udløbskvaliteten primært er kontrolleret af renseprocessernes udformning og effektivitet. Det er dog kendt, at der altid forekommer en større eller mindre andel svært nedbrydeligt organisk stof og organisk bundet kvælstof i udløbet fra spildevandsforsyningernes renseanlæg. Dette kan i specielle tilfælde betyde vanskeligheder med at overholde kravene for total kvælstof. Organisk stof målt som BI5 er sjældent et problem, idet denne metode kun måler den biologisk nedbrydelige fraktion af det organiske stof.

Organisk stof kan derimod give udslag i et højt forhold mellem COD (det kemiske iltforbrug) og BI5 i udløbet, idet en stor fraktion af svært nedbrydelige stoffer vil betyde en reduceret fraktion af let omsætteligt organisk materiale som substrat for mikroorganismer. Betydningen af udledningen af svært nedbrydeligt organisk stof er i mange henseende ukendt, men da denne fraktion kan indeholde ikke-nedbrudte miljøfarlige forurenende stoffer, må der naturligvis fokuseres på dette forhold, specielt hvis COD/

BI5-forholdet er meget højt, jf. afsnit 3.10.8 ”Undersøgellesprogram af nitrifikationshæmning”. Tegn på nitrifikationshæmning indikerer ligeledes tilstedeværelse af tungt nedbrydelige stoffer.

TOC i spildevand

Det totale indhold af organisk stof målt som TOC (samlet organisk stof) kan ligeledes sammenholdt med BI5- og COD-analyser give god viden om sammensætningen af spildevandet. TOC bruges ofte som en ikke-specifik indikator for vandkvalitet, og kan bla. anvendes til at følge en udvikling i spildevand over tid, f.eks. ved indførsel af ændringer i en produktion.

Farve

Farve af spildevand kendes blandt andet fra papirfabrikker og tekstilfarverier. Man bør være opmærksom på, at farve ofte kan relateres til uønskede miljøfarlige forurenede stoffer. Udledning af farve kan være et problem for fauna i vandløb og ved stærke farver inden for absorptionsspektret for chlorophyll, er der risiko for effekter på planter i vandområdet.

Der kan henvises til Miljøstyrelsens miljøprojekt om reduktion af farve i industrispildevand³³⁾ for uddybende viden.

Sygdomsfremkaldende mikroorganismer

I specielle situationer kan der også være grund til at karakterisere spildevandets indhold af sygdomsfremkaldende mikroorganismer som bakterier, vira og parasitter. Generelt set bør spildevandsanlæg, som brønde, pumper og øvrige installationer indrettes således, at der ikke, eller kun i minimal grad er kontakt mellem mennesker og spildevandet. I visse særlige tilfælde kan det dog være hensigtsmæssigt at stille krav til hygiejnisering af spildevandet inden afledningen til det spildevandsforsyningsselskabets spildevandsystem. Dette kunne for eksempel være ved afledning af spildevand fra specielt problematiske sygehusafdelinger.

3.5.1 Udledning via regnbetingede udledninger

Nye tilslutninger til kloaksystem og ændringer i eksisterende tilslutning fra en virksomhed kan medføre væsentlig ændring af både mængde, sammensætning og hyppighed af spildevandsudledning via forsyningsselskabets eksisterende overløb. Sker der ændringer i udledninger fra overløbsbygværker i en sådan grad, at der er risiko for, at kvalitetskravene for vandområdet ikke er opfyldt, så forudsætningerne for overløbsbygværkets udledningstilladelse er ændret, skal spildevandsforsyningsselskaberne forinden søge om fornyet tilladelse til udledning under de nye betingelser.

Udledning af spildevand via overløbsbygværker kan medføre negative effekter på vandmiljøet, da der er tale om opspædet spildevand. Dette kan blandt andet medføre akutte effekter omkring udledningspunktet. Udledning via overløbsbygværker sker ofte til mindre robust overfladevand, end det renseanlægget udleder til.

Generelt bør disse forhold håndteres ved dimensionering af regnvandssystemer og renseanlæg.

3.5.2 Udledning af tag- og overfladevand

Der kan for industrier med separat kloaksystem for regnvand være behov for at vurdere, om der er tale om almindeligt belastet overfladevand, eller om der er tale om vand, der bliver forurennet væsentligt med for eksempel spild fra pladser og veje eller ved oplagring af materialer. Se afsnit 5.3.2.

3.5.3 Sammenfatning af hensyn

På baggrund af ovennævnte gennemgang af de hensyn, der bør indgå ved vurderingen af industrispildevandet, kan det sammenfattes, at de parametre, det er specielt relevant at fokusere på, kan samles i følgende grupper:

- Organiske stoffer - specielt giftige, svært nedbrydelige eller bioakkumulerbare organiske stoffer, som begrænses af hensyn til vandområderne, der modtager det rensede vand, og til slam anvendelsen. Organiske stoffer omtales nærmere i afsnit 3.7
- Olie og fedt, hvor kravene stilles af hensyn til kloaksystem og slamegenskaber, samt for mineralolie også af hensyn til indholdet af miljøfarlige forurenende stoffer heri. Omtales i afsnit 3.8.
- Tungmetaller, hvor kravene stilles af hensyn til slam anvendelse, renseprocesserne og vandområderne, samt de generelle ønsker om at minimere udslip af tungmetaller i omgivelserne. Omtales nærmere i afsnit 3.9.
- Fysisk-kemiske parametre, hvor kravene stilles primært af hensyn til kloaksystemet og teknikken på renseanlæggene. Omtales nærmere i afsnit 3.10.
- Næringsstoffer og organisk stof, hvor kravene stilles af hensyn til, at renseanlæggets processer kan fungere tilfredsstillende og stabilt. Omtales nærmere i afsnit 3.10.2.
- Biologiske effekter (giftighed) over for både renseanlæggets processer, primært nitrifikation, og organismer i vandområderne. Omtales nærmere i afsnit 3.10.7-3.10.12.

I forbindelse med enhver tilslutning af spildevand til spildevandsforsyningsselskabernes kloaknet bør alle de ovennævnte grupper vurderes med henblik på opstilling af specifikke krav.

3.6 Kilder til data om stoffers egenskaber og effekter

Stoffers skæbne og effekt

Stoffer der ledes til renseanlæg kan, afhængig af deres evne til nedbrydning, genfindes i henholdsvis det rensede spildevand, i spildevandsslammet eller tilføres luften. Fastlæggelse af acceptable koncentrationer af miljøfarlige forurenende stoffer i rensed spildevand og slam baseres på dels en vurdering af de enkelte stoffers miljøfarlighed og dels på en vurdering af det samlede spildevand, samt slamkvalitet.

Miljøbelastningen fra renseanlæggets udledning af miljøfarlige forurenende stoffer kan blandt andet reguleres ved fastsættelse af krav til de enkelte tilslutninger.

Oplysninger om stoffer i spildevandet

For at kunne vurdere konkrete stoffer, kræves viden om de enkelte stoffer, som tilledes renseanlæggene. Nedenstående er beskrevet eksempler på kilder, hvor sådanne oplysninger kan findes.

- Datablade

Indledningsvist er kemikalieleverandørernes datablade en kilde til overordnet viden om stofferne. Databladene indeholder oplysninger om faresætninger (H-sætninger) samt oplysninger om stoffernes fysisk/kemiske, humantoksikologiske og miljøtoksikologiske forhold samt oplysninger om stoffernes skæbne i miljøet. Hvis et anvendt produkt, som kan ende i udløbet, er en blanding, vil oplysningerne oftest findes for såvel det samlede produkt, som for de enkelte stoffer i blandingen. Da der løbende kommer nye

oplysninger om stofferne, er det vigtigt at sikre, at databladet er nyeste opdatering. Mange kemikalieleverandører har datablade liggende på deres hjemmesider.

- ECHA's database

En anden vigtig kilde til information er "Det Europæiske Kemikalieagentur", ECHA, hvor oplysninger kan søges på hjemmesiden. Søgeresultatet vil vise stoffets klassificering med faresætninger og om denne er harmoniseret. Hvis der ved søgeresultatet vises en lille firkant med bogstaverne "BP" (brief profile) fører den videre til en række yderligere oplysninger, bl.a. på fanebladet "Scientific properties".

- Miljøministeriets datablade

På Miljøministeriets hjemmeside, på siden "Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet" findes datablade for en lang række stoffer, der beskriver deres fysisk/kemiske parametre, miljøtoksicitet og humantoksicitet, nedbrydelighed, naturlige forekomst mm. Der er til hvert stof angivet miljøkvalitetskriterier baseret på ovenstående.

Koncentrationen af et stof i vandmiljøet, nedstrøms udløbet fra renseanlægget, skal vurderes på baggrund af stoffets miljøkvalitetskrav, som findes i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, hvor miljøkvalitetskravene er anført i bilag 2. Hvis der ikke er fastlagt et miljøkvalitetskrav i bekendtgørelsen, henvises til procedure beskrevet i vejledningen til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer, hvor der tages udgangspunkt i stoffets miljøkvalitetskriterie.

3.7 Vurdering af organiske stoffer

I det følgende er der givet en strategi for, hvordan organiske stoffers miljøfarlighed ved tilledning til spildevandsforsyningsselskabets renseanlæg bør vurderes.

3.7.1 Overordnet strategi

Princippet for vurdering af organiske stoffers miljøfarlighed ved tilledning til spildevandsforsyningernes renseanlæg bygger på en inddeling af stoffer på tre lister på baggrund af stoffernes kategorisering efter CLP-forordningen³⁴⁾ ("Classification, Labelling and Packaging"). I praksis betyder det, at man tager udgangspunkt i stoffernes faresætninger for potentiel human skadevirkning, biologiske nedbrydelighed og potentielle effekt over for vandlevende organismer.

Metoden for ABC-vurdering inddeler stoffer i 3 kategorier:

- 1) Stoffer, hvis egenskaber bevirker, at de er uønskede i afløbssystemet. Stofferne bør erstattes eller reduceres til et minimum.
- 2) Stoffer, der ikke bør forekomme i så store mængder i det tilledte spildevand, at miljømæssige kvalitetskrav/kriterier overskrides. For udvalgte stoffer er der fastsat vejledende grænseværdier. Stofferne skal tillige reguleres efter princippet om anvendelse af den bedste, tilgængelige teknik.
- 3) Stoffer, der ikke i kraft af deres egenskaber giver anledning til fastsættelse af grænseværdier i tilledt spildevand. Disse stoffer reguleres efter princippet om anvendelse af bedste, tilgængelige teknik med lokalt fastsatte kravværdier svarende hertil.

Vurderingen af den enkelte virksomheds muligheder for anvendelse af renere teknologi og intern rensning er nærmere omtalt i kapitel 4.

Vandmiljø og jord

Langt hovedparten af de tilgængelige oplysninger om kemiske stoffers miljømæssige egenskaber stammer fra undersøgelser med vandlevende organismer. Kriterier for vurdering af de enkelte stoffer er således

valgt primært ud fra hensynene til vandmiljøet. Det forventes at ved udstedelse af tilladelse, at hensynet til jordkvalitet ved anvendelse af slam i jordbrug er tilgodeset i betydeligt omfang. Dette gøres ved fastsættelse af vilkår for tilslutningstilladelse, hvor der altid tages udgangspunkt i mest kritiske parameter, inkl. kvalitetskrav til slam.

Human skadevirkning

Stoffer, der potentielt kan medføre uhelbredelige skadevirkninger over for mennesker, eksempelvis kræftfremkaldende, mutagene og reproduktionsskadende (se tabel 3.7.1 for H-sætninger), betragtes som uønskede i afløbssystemet uanset deres evne til at nedbrydes. Dette skyldes risikoen for menneskers kontakt med stofferne, dels ved arbejde i kloaksystemet eller på renseanlæg, og dels at det ikke kan udelukkes, at rester af selv let nedbrydelige stoffer findes i det rensede spildevandet eller spredes til dyrkningsjord i forbindelse med udbringning af slam, jf. Miljøstyrelsens vejledning om anvendelse af affald til jordbrugsformål³⁵).

Flygtige stoffer

Stoffer, der fordamper fra spildevandet, kan potentielt medføre sundhedsmæssige effekter på mennesker, der udfører arbejde i kloaksystemet eller på renseanlæg. De stoffer, der kan regnes for let fordampelige, er stoffer med en Henry's lovkonstant, $H > 10^{-3} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$ ($0,101 \text{ kPa} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$). Lovkonstanten udtrykker et stofs fordeling mellem gas- og væskefase i ligevægtstilstanden.

De flygtige stoffer udgør en særlig risiko i arbejdsmiljøet, hvor mennesker kan udsættes for stofferne ved indånding eller optagelse gennem huden. Specielt bør flygtige stoffer, der potentielt kan medføre alvorlige skadevirkninger over for mennesker, begrænses (se tabel 3.7.1 for H-sætninger). Dette kan også ske ved at sikre, at Arbejdstilsynets grænseværdier for stoffer i luft ikke overskrides. Oplysninger om grænseværdier for sundhedsskadelige stoffer i arbejdsmiljøet kan søges i Arbejdstilsynets bekendtgørelse om grænseværdier for stoffer og materiale i arbejdsmiljøet³⁶).

Eksplodingsfare

Det bør i øvrigt vurderes i hvert enkelt tilfælde, om spildevandets indhold af flygtige stoffer indebærer en risiko for eksplosion. Dette kan ske ved anvendelse af den metodik, der er givet i bilag 4.

3.7.2 Kriterier for gruppering af organiske stoffer (A, B, C-vurdering) efter CLP-forordningen

På baggrund af de forskellige hensyn, der skal tages ved tilledning af spildevand indeholdende organiske stoffer til renseanlæg, er her opstillet kriterier for inddeling af stoffer i listerne A, B og C som omtalt i afsnit 3.7.1.

Inddeling af stofferne baseres på stoffernes klassificering under CLP-forordningen. Stofferne er klassificeret med en række faresætninger, H-sætninger, som fremgår af de kemikaliedatablade, som leverandøren skal udlevere til brugeren. Vær opmærksom på, at klassificeringen ikke er statisk, men kan ændres over tid. Det er derfor vigtigt, at ansøger af tilslutningstilladelse i sin ansøgning medsender nye datablade. Mange kemikalieleverandører stiller datablade til rådighed på deres hjemmeside.

Oplysninger om faresætninger efter CLP-forordningen kan også findes på Det Europæiske Kemikalieagenturs, ECHA's, hjemmeside. Hvis der ikke er en harmoniseret klassificering efter CLP-forordningen, kan der tages udgangspunkt i H-sætninger, som er indberettet til ECHA. Oversigt over indberetningerne for det enkelte stof fremgår af fanebladet "C&L Inventory" på hjemmesidens opslag på det aktuelle stof. I tilfælde, hvor CLP-klassificeringen er mangelfuld eller baseret på få indberetninger, er det op til den enkelte myndighed at vurdere, om forsigtighedsprincippet finder anvendelse.

Liste A

Liste A omfatter stoffer, der potentielt kan medføre uhelbredelige skadevirkninger over for mennesker, og/eller stoffer som er meget giftige med langvarende virkning for vandlevende organismer. Stofferne på liste A må som udgangspunkt betegnes som uønskede i spildevand.

EU's liste over "prioriterede farlige" stoffer omfatter stoffer, som EU's vandpolitik tildeler særlig opmærksomhed. Stoffer, der fremgår af listen, enten som "prioriteret" eller som "prioriteret farlige" bør hovedsagligt kategoriseres som A-stoffer på baggrund af optegnelse på listen. Kategorisering som et A-stof baseret på EU's liste over prioriterede farlige stoffer går forud for ABC-vurderingen ved anvendelse af H-sætningerne. Listen kan findes i bilag 2, tabel 2, i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

Miljømyndigheden skal vurdere, om stoffer, der tilhører en stofgruppe på EU's liste over prioriterede farlige stoffer, men hvor selve stoffets CAS-nr. ikke direkte er nævnt, skal kategoriseres som et A-stof.

Stoffer klassificeres derudover i liste A, når de har en eller flere af følgende H-sætninger:

Tabel 3.7.1: H-sætninger som Miljøstyrelsen vurderer klassificerer et organisk stof som et A-stof.

Mulig skade på mennesker:

H330 Livsfarlig ved indånding

H331 Giftig ved indånding

H332 Farlig ved indånding

H334 Kan forårsage allergi- eller astmasymptomer eller åndedrætsbesvær ved indånding

H340: Kan forårsage genetiske defekter

H350 og H350i: Kan fremkalde kræft

H351: Mistænkt for at fremkalde kræft

H360:

(alle eventuelle bogstavkombinationer) Kan skade forplantningsevnen eller det ufødte barn

H361:

(alle eventuelle bogstavkombinationer) Mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn

H362: Kan skade børn, der ammes

H370: Forårsager organskade

H372: Forårsager organskade ved længerevarende eller gentagen eksponering

H373: Kan forårsage organskade ved længerevarende eller gentagen eksponering

Mulig skade på miljø:

H400: Meget giftig for vandlevende organismer

H410: Meget giftig med langvarende virkning for vandlevende organismer

Liste B

Liste B indeholder stoffer, som er giftige og skadelige med langvarige virkninger for vandlevende organismer og ikke har nogle af de humane skadevirkninger, som A-stofferne har. Se tabel 3.7.2.

Tabel 3.7.2: H-sætninger som Miljøstyrelsen vurderer klassificerer et organisk stof som et B-stof.

H411: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger

H412: Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger

H413: Kan forårsage langvarige skadelige virkninger for vandlevende organismer

Liste C

Liste C består af de resterende stoffer, det vil sige stoffer, der hverken er omfattet af liste A eller liste B.

3.7.3 Anvendelse af ABC- vurderingen

Når tilladelsesmyndigheden har kategoriseret organiske stoffer i en ansøgning om tilslutningstilladelse som A, B eller C-gruppe, skal myndigheden vurdere behovet for relevante vilkår for brugen af pågældende stoffer.

A-stoffer

A-stoffer er som udgangspunkt uønskede i spildevandet, hvorfor A-stoffer bør substitueres eller reduceres til et minimum.

Substitution kan kun anvendes, hvor de organiske stoffer anvendes i den produktion, som danner spildevandet. En række A-stoffer findes i og afgives fra bl.a. forbrugsprodukter, og kan derfor være svære at substituere. Eksempelvis for bilvaskehaller, kan A-stoffer i vaskemidler mm. substitueres, mens A-stoffer som vaskes af bilerne ikke kan, hvormed yderligere spildevandsrensning kan være nødvendig. Andre kilder til A-stoffer, hvor der ikke kan substitueres, er spildevand fra affaldsbehandling, for eksempel perkolat fra deponeringsanlæg, som potentielt kan indeholde organiske stoffer, som i dag er udfaset af produktionen.

I de tilfælde, hvor A-stoffer ikke kan substitueres, skal der stilles vilkår, som sikrer, at udledningen er reduceret til et minimum inden det ledes til kloak. Der kan i denne forbindelse være behov for at fastsætte krav til maksimale koncentrationer i spildevandet. Vurdering af koncentrationskrav i forhold til overfladevand nedstrøms forsyningens renseanlæg udføres som beskrevet i afsnit 3.11. Hensynet til human skade på de, der arbejder i kloaksystemet, kan dog begrunde fastsættelse af skærpede koncentrationskrav i forhold til krav fastsat af hensyn til miljøet.

B-stoffer

Tilledning af B-stoffer til kloakken skal begrænses ved anvendelse af BAT, se kapitel 4. Endvidere skal tilladningen begrænses, således at miljøkvalitetskravet i vandområdet nedstrøms renseanlæggets udløb ikke overskrides efter en umiddelbar opblanding. Det er i afsnit 3.11 beskrevet, hvorledes kravværdier til det udledte vand kan fastsættes. Det skal ikke tillades at fylde op til kravværdien i renseanlæggets tilladelse, hvis brug af BAT kan sikre lavere koncentrationer i virksomhedens tilladte vand, i henhold til §3, i miljøbeskyttelsesloven. Der skal altid stilles krav om BAT.

Organiske stoffer, som har tendens til at binde sig til slammet, og som ikke er anaerobt nedbrydelige, udgør en særlig problemstilling, især hvis meget organisk stof føres direkte fra renseanlæggets indløb til

rådnetsk. Sådanne organiske stoffer vil findes i det udrådnede slam, og kan udgøre et miljøproblem, hvis slammet udbringes på landbrugsjord.

C-stoffer

Tilledning af C-stoffer til kloakken skal som udgangspunkt også begrænses ved anvendelse af BAT. På grund af disse organiske stoffers begrænsede miljøskadende virkning antages det at tilledningen generelt ikke vil give anledning til miljømæssig skade. Ved tilladning af store mængder af C-stoffer bør der dog foretages en konkret miljøvurdering. Tilsvarende bør der foretages en konkret vurdering for organiske stoffer, som har andre kendte effekter, f.eks. organiske stoffer som er hæmmende for nitrificerende bakterier og resistensdannende af tilladning af antibiotika.

Den konkrete vurdering

Den ansøgende virksomhed er ansvarlig for på bedste vis at dokumentere eller sandsynliggøre spildevandsstrømmens sammensætning, således at myndigheden har grundlag for at stille vilkår tilpasset den konkrete virksomhed.

ABC-vurderingens metode med anvendelse af H-sætninger kan ikke tage højde for koncentration af et organisk stof i spildevandsstrømmen. ABC-vurderingen er et værktøj designet med henblik på at identificere organiske stoffer, som kan forekomme i spildevandsstrømmen og give en indikativ risikovurdering af de enkelte organiske stoffer, så myndigheden understøttes i prioriteringen af, hvilke organiske stoffer, der skal tillægges særligt fokus i en konkret risikovurdering.

ABC-vurderingen og den konkrete risikovurdering af mængder og koncentrationer i spildevandsstrømmen, sammen med myndighedens viden om renseanlægsforhold og forholdene i det modtagende vandområde, indgår i myndighedens vurdering af, hvilke stofkoncentrationer, der eventuelt kan tillades i spildevandsstrømmen og hvilke vilkår for tilladning af hhv. A-, B- og C-stoffer, der er nødvendige for, at spildevandet kan tillades i overensstemmelse med renseanlæggets udledningstilladelse og under hensyn til renseanlæggets renseprocesser og overholdelse af evt. miljøkvalitetskrav i det modtagende vandområde. Læs mere om det i afsnit 3.11.

3.7.4 ABC-vurdering af blandingsprodukter

Myndigheden foretager vurdering af alle enkeltstoffer i blandingsprodukter. For blandingsprodukter er kemikalieleverandørernes datablade en vigtig kilde til viden om produktet og dets bestanddele. Databladene indeholder oplysninger om faresætninger (H-sætninger) for såvel det samlede produkt, som for de enkelte stoffer i blandingen, samt oplysninger om produktets fysisk/kemiske, humantoksikologiske og miljøtoksikologiske egenskaber. Som beskrevet i afsnit 3.7.2, kan information om enkeltstoffer også slås op på ECHA's hjemmeside.

H-sætningerne tildeles på baggrund af den form som produktet leveres i af producenten og kan også være tildelt på baggrund af anvendelsen af produktet. Men produktets form i spildevandsstrømmen kan i visse tilfælde være betinget af helt tredje forhold. Det er derfor vigtigt at være opmærksom undervejs i gennemgangen af sikkerhedsdatablade på hvilke H-sætninger der er relevante for den form, som produktet får i spildevandet. Her er to eksempler:

- Et rengøringsmiddel leveres i opkoncentreret form og skal fortyndes med vand før brug. Sikkerhedsdatabladet angiver H-sætninger både for opkoncentreret form og fortyndet form.
- Et produkt leveres af producenten i pulverform, som støver og derfor kan være skadeligt ved indånding. Pulveret er derfor mærket med en H-sætning, der kategoriserer det som A-stof. Ved opløsning i vand reduceres risikoen for indånding og H-sætningen frafalder.

Myndigheden fastsætter vilkår ud fra en samlet vurdering pba. ABC-vurdering, mængder og koncentrationer i spildevandsstrømmen, renseanlægsforhold og det modtagende vandområdes forhold.

Blandingsprodukter, som indeholder stoffer med faresætningerne om humanskade, H330, H331, H332, H334, H370, H372 og H373, betragtes som udgangspunkt kun som tilhørende kategori A, hvis indholdet er så stort, at den samlede blanding er mærket med faresætningerne H330, H331, H332, H334, H370, H372 og H373. Den samme antagelse kan ikke nødvendigvis foretages for stoffer med H-sætninger for miljøskadende effekt, da disse stoffer, ud over at skulle begrænses ift. koncentrationen i vandmatricen, også skal begrænses for at undgå ophobning i sediment og biota. Såfremt det ikke er muligt for virksomheden at substituere indholdet af A-stoffet, er der behov for en konkret vurdering af mængder og koncentration i spildevandsstrømmen, renseanlægsforhold og forholdene i det modtagende vandområde for at kunne fastsætte vilkår for A-stoffet. Læs mere om det i afsnit 3.11. I disse tilfælde kan myndigheden vælge at inddrage den samlede mærkning af produktet i sin vurdering.

Ved sammenligning af produkter bestående af mange enkeltstoffer kan det i visse tilfælde være hensigtsmæssigt at opstille miljøprofiler i form af produkternes procentvise indhold af A-, B- og C-stoffer. Dette letter formidlingen af produkternes miljøpræstation ved sammenligningen frem for at opliste ABC-grupperingen af hvert enkelt indholdsstof.

I den endelige vurdering af det samlede produkt, tages altid udgangspunkt i de mest sundheds- og miljøskadelige stoffer. Mængden af de enkelte stoffer kan dog indgå i betragtningen. For eksempel kan det eneste A-stof i et produkt være et konserveringsmiddel, som udgør under 1 % af det samlede produkt. I sådanne tilfælde bør der foretages en konkret vurdering af potentiel miljøskade, humanskade og proportionalitet i forhold til at substituere med et andet produkt.

3.7.5 Udvalgte problematiske organiske stoffer

Nedenstående er en kort beskrivelse af udvalgte organiske stoffer, som udgør et miljøproblem ved, at koncentrationen i udløb fra renseanlæg overskrider gældende miljøkvalitetskrav eller stofferne ofte forekommer i koncentrationer i slam, som overskrider grænseværdierne i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål.

Der er derfor grund til i arbejdet med tilslutningstilladelser at have særlig fokus på muligheden for, at stofferne er tilstede, og regulere tillædningerne, hvor stofferne findes i det tilsluttede vand.

Perfluorerede organiske stoffer (PFAS)

Per- og polyfluorerede organiske stoffer er en gruppe på mere end 10.000 syntetiske kemikalier, der pga. deres fysisk-kemiske egenskaber har en vid udbredelse i samfundet f.eks. i mange forbrugerprodukter og som brandhæmmende agent. Den øgede bevågenhed på PFAS' svært-nedbrydelighed, samt miljø- og sundhedsskadelige egenskaber, har ført til en rivende udvikling i viden om PFAS, samt regulering af dets udledning.

Perfluorooctansulfonsyre (PFOS) er for nuværende det eneste PFAS med miljøkvalitetskrav bestemt af EU. Miljøkvalitetskravene findes i bekendtgørelse for fastlæggelse af miljømål, bilag 2, tabel 5. Det fremgår af Nøgletalsrapporten³⁷⁾, at den generelle tilbageholdelse af PFAS i de fuldt udbyggede renseanlæg (MBNDK-anlæg) er lav og at en typisk koncentration af PFOS i udløbet overskrider miljøkvalitetskravet for ferskvand med ca. 25 gange og havvand med ca. 125 gange.

Miljøstyrelsen arbejder på nuværende tidspunkt på også at indføre miljøkvalitetskrav for summen af PFAS-stoffer. De nuværende miljøkvalitetskriterier for summen af 24 PFAS baserer sig på at udregne den ækvivalente koncentration af hvert PFAS i forhold til perfluorooctansyre (PFOA). Der er i den forbindelse

bestemt en relativ styrkefaktor, eller en såkaldt potenthedsfaktor (RPF), for hvert PFAS. Det vil sige, at summen af PFOA-ækvivalenter for PFAS-forbindelser ikke må overstige miljøkvalitetskriterierne.

Tabel 3.7.3: RPF for 24 PFAS. Metoden hvormed de er bestemt stammer fra Bil et al.³⁸⁾, men er også beskrevet af Miljøstyrelsen i forbindelse med udarbejdelse af miljøkvalitetskriteriet³⁹⁾.

Akronym	CAS-nummer	Relativ potensfaktor(RPF)
PFBA	375-22-4	0,05
PFPeA	2706-90-3	$0.01 \leq RPF \leq 0.05$
PFHxA	307-24-4	0.01
PFHpA	375-85-9	$0.01 \leq RPF \leq 1$
PFOA	335-67-1	1
PFNA	375-95-1	10
PFDA	335-76-2	$4 \leq RPF \leq 10$
PFUnA or PFUnDA	2058-94-8	4
PFDoDA or PFDoA	307-55-1	3
PFTTrDA	72629-94-8	$0.3 \leq RPF \leq 3$
PFTeDA	376-06-7	0.3
PFHxDA	67905-19-5	0.02
PFODA	16517-11-6	0.02
PFBS	375-73-5	0.001
PFPeS	2706-91-4	$0.001 \leq RPF \leq 0.6$
PFHxS	355-46-4	0.6
PFHpS	375-92-8	$0.6 \leq RPF \leq 2$
PFOS	1763-23-1	2
PFDS	335-77-3	2
6:2 FTOH	647-42-7	0.02
8:2 FTOH	678-39-7	0.04
HFPO-DA (Gen X)	62037-80-3 / 13252-13-6	0.06
ADONA	958445-44-8	0.03
C6O4	1190931-27-1	0.06

PFOA-ækvivalenten for hvert enkelt stof udregnes $C_{\text{PFAS}} \cdot RPF$, hvor C_{PFAS} er koncentrationen af det pågældende stof.

I de tilfælde, hvor RPF er angivet som et interval, anbefales det at anvende middelværdien, jf. PFAS-data-blad⁴⁰⁾.

Tabel 3.7.4 viser et regneeksempel for summen af PFOA-ækvivalenter.

Tabel 3.7.4: Summen af PFOA-ækvavilenter med eksempeldata.

PFAS	Koncentration [ng/L]	RPF	PFOA-ækvivalent [ng/L]
Perfluorbutansulfonsyre	2,81	0,001	0,0028
Perfluorbutansyre	3,06	0,05	0,15
Perfluordecansulfonsyre	-	2	-
Perfluordecansyre	0,55	7	3,85

Perfluordodecansyre	0,25	3	0,75
Perfluorheptansulfonsyre	0,43	1,3	0,56
Perfluorheptansyre	1,67	0,05	0,084
Perfluorhexansulfonsyre	0,80	0,6	0,48
Sum af PFOA-ækvivalenter			5,88
Miljøkvalitetskriterie			4,4
Overskridelsens størrelsesorden			1,48

Da PFAS-stoffer er meget svært-nedbrydelige vil de stadig findes i mange produkter i affaldssystemet og oplagret i områder, hvor produkter med PFAS har været meget brugte. PFOS har været anvendt i brandslukningsskum til oliebrande, og er derfor udbredt i afværgevand og eventuelt andet vand fra brandslukningspladser. PFAS vil kunne findes i perkolat fra deponeringsanlæg og eventuelt i vand fra anden oplagring og behandling af affald. Dette er ikke begrænset til PFAS-stoffer omfattet af miljøkvalitetskriterierne for summen af 24 PFAS. Der er bl.a. fundet høje koncentrationer af den langkædede PFAS 6:2 FTS i perkolat fra deponier⁴¹). Grundet den begrænsede tilbageholdelse i MBNDK-anlæg er der derfor grund til at være opmærksom på begrænsning af kilder til PFAS-stoffer ud over de 24 der på nuværende tidspunkt er omfattet af miljøkvalitetskriterierne. For at få mere viden om hvilke brancher, der kan have anvendt PFAS, kan Miljøstyrelsen henvise til Danske Regioners "Faktaark om PFAS", som foreligger på deres hjemmeside, og branchebeskrivelser som foreligger på Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer's hjemmeside.

Mange langkædede PFAS nedbrydes til kortkædede PFAS, f.eks. PFOS, og derfor kan det forekomme, at koncentrationen af visse kortkædede PFAS kan være højere i udløbet fra renseanlæg end i indløbet. Generelt kan det antages, at de langkædede PFAS har en højere toksicitet og bioakkumuleres i dyr med større sandsynlighed, men til gengæld er de ikke så mobile i vandfasen. De kortkædede er derimod generelt mere mobile, så de spreder sig bedre. De akkumuleres ikke så godt i fedtvæv, men derimod i planter, og de er mindre toksiske end de langkædede.

I ovennævnte eksempel skal tilledningen til kloakken begrænses mest muligt ved anvendelse af BAT, hvor lokal rensning ved kilden kan give stor effekt.

Rensemetoder kunne være:

- Aktivt kul:

Aktivt kul er i stand til at adsorbere mange organiske forbindelser (op til 10-20 % organisk stof i forhold til egen vægt). Upolære forbindelser kan normalt fjernes med aktivt kul, mens polære forbindelser (vandopløselige) normalt fjernes dårligt. Derfor vil der være mere effektiv rensning af langkædede PFAS, der er mere upolære, frem for kortkædede, der er mere polære. Fjernelsesgraden vil i høj grad afhænge af opholdstiden, og hvor ofte kulmatricen udskiftes. Derudover er aktivt kul ikke selektiv for PFAS, og mange andre stoffer vil "konkurrere" med PFAS i at adsorbere til kullet. Derfor, og pga. gennemtrængeligheden for kortkædede PFAS anbefales det at supplere aktivt kul med anden renseteknik.

- Selektiv ionbytning:

Denne metode benytter et resin, der er designet til specifikt at adsorbere PFAS-forbindelser. Fjernelsesgraden er derfor god for både kortkædede og langkædede PFAS-forbindelser. Dog er fjernelsesgraden stadig afhængig af, hvor ofte resinet udskiftes.

- Overfladeaktiv skumfraktionering (SAFF):

SAFF udnytter PFAS-molekyleres amphifile egenskaber, der gør at de befinder sig godt i overfladen af vandfaser. Præcist kontrollerede luftbobler passerer gennem spildevandet og PFAS-molekyler vil indlejres i faselaget i boblerne. Ved overfladen opsamles PFAS-koncentratet gennem et ”spild-over overløbssystem” samt et aktivt vakuumsystem. Dette koncentrerer yderligere gennem samme metode og resultatet er et lille volumen, der er egnet til destruktion.

Det er vigtigt at pointere at renseløsningerne beskrevet er de rensetekniske løsninger på markedet, der på nuværende tidspunkt er mest teknisk og økonomisk gennemførlige. Metoderne er ikke effektive for alle typer PFAS og særligt kortkædede PFAS er vanskelige at fjerne i tilstrækkelig grad. Udviklingen af teknologier til rensningen af PFAS er stadig på et tidligt stadie, især i de mere komplekse vandmatricer som spildevand. For hjælp til prøvetagning og analyse af PFAS, se Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser⁴²).

Bisphenol A

Bisphenol A har en vid udbredelse i samfundet, da det indgår som byggesten i polycarbonatplast og epoxyharpikser. Det findes derfor i mange plastprodukter, maling, lak og lim, hvorfra det kan afgives. Der er derfor mange spredte kilder til bisphenol A, herunder husholdninger. Stoffet har H-sætningerne H360, H361, H400, H410 og er derfor et A-stof, som skal substitueres eller på anden måde elimineres i spildevandet.

Det fremgår af Nøgletalsrapporten, at en typisk koncentration af bisphenol A i udløbet fra de fuldt udbyggede renselanlæg (MBNDK-anlæg) overskrider miljøkvalitetskravet for ferskvand med ca. 4 gange og havvand med ca. 40 gange.

Da bisphenol A afgives fra en lang række plastikprodukter, vil der kunne forekomme høje koncentrationer i forbindelse med håndtering og behandling af plastaffald. I Miljøstyrelsens miljøprojekt Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser⁴³), er der fundet koncentrationer af bisphenol A, som i de fleste undersøgte deponier er noget højere end nøgletal for indløb til renselanlæg.

Der er efter principperne i afsnit 3.11 beregnet en vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand som kan anvendes, hvor det ikke er muligt at substituere. Denne kan findes i Tabel 3.11.2.

DEHP og andre plastblødgørere

DEHP (Di-(2-ethylhexyl) phtalat) er et blødgøringsmiddel, også kaldet ftalater. Det indgår især i blød PVC (polyvinylklorid). Ud over at der vil ske emission fra plastfabrikker, hvor DEHP anvendes direkte i fremstillingsprocessen, vil emission ske ved, at DEHP udvaskes fra den bløde PVC. Dette sker f.eks. ved forskellige former for vask af PVC, hvor udvaskningen øges ved stigende temperatur og ved øget mekanisk påvirkning. Samtidigt sker der løbende afdampning til luft, som vil bidrage til diffus forurening gennem nedbør.

DEHP er hormonforstyrrende, både for mennesker og miljøet, og er derudover klassificeret under CLP-forordningen som skadende for forplantningsevnen. DEHP er således et A-stof, som bør substitueres, og hvor det ikke er muligt, bør tilledningen begrænses mest muligt. DEHP og tre andre ftalater er på godkendelsesordning i EU. Det vil sige, at firmaer skal ansøge om produktion og brug af ftalaterne i EU.

Den gennemsnitlige tilbageholdelse af DEHP i renselanlæg er ifølge Nøgletalsrapporten 85 %. Belastningen af renselanlæggene har dog en størrelse, så nøgletallet for udløbskoncentrationen er omkring det dobbelte af miljøkvalitetskravet.

DEHP tilbageholdes i nogen grad i slammet på renseanlæggene, og da der er fastsat en grænseværdi i slammet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål kan tilledningen af DEHP medføre, at slammet ikke kan bruges på landbrugsjord.

Der er efter principperne i afsnit 3.11 beregnet en vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand som kan anvendes, hvor det ikke er muligt at substituere. Denne kan findes Tabel 3.11.2.

Der findes en række andre plastblødgørere, som det også kan være relevant at regulere i tilslutningstiladelser og som der ofte ses høje forekomster af i spildevand. Disse må vurderes efter de generelle principper i afsnit 3.7.

Nonylphenoler

Nonylphenol og nonylphenolethoxylater (kaldet NP og NPE) der er svært nedbrydelige, anses for at være hormonforstyrrende, meget giftige for vandorganismer og potentielt bioakkumulerbare, og er af denne årsag A-stoffer. NP og NPE er således uønsket i afløbssystemet og bør erstattes eller reduceres til et minimum. De er prioriterede farlige stoffer under vandrammedirektivet. Det vil sige, at der er et direktivkrav om, at udledning, emission og tab på sigt skal bringes til ophør.

NPE er overfladeaktive stoffer, som bl.a. indgår i visse rengøringsmidler, industrielle affedtningsmidler og farve- og lakprodukter. Der findes i dag realistiske alternativer til NPE. Stofferne bør derfor så vidt muligt erstattes ved alle anvendelser. Hvis en virksomhed har vægtige økonomiske argumenter mod en umiddelbar substitution, kan det være hensigtsmæssigt at stille vilkår om en handlingsplan med en tidsplan for substitutionen.

Ved vurdering af NPE i spildevand bør der både tages højde for nonylphenol, nonylphenolmonoethoxylat og nonylphenoldiethoxylat samt langkædede nonylphenol-forbindelser. NPE anvendes oftest som langkædede forbindelser i diverse produkter, mens nonylphenol og nonylphenolethoxylater med 1-2 ethoxygrupper er de nedbrydningsprodukter, der er fastsat grænseværdier for i slam. Langkædede nonylphenolforbindelser nedbrydes relativt let til nonylphenol og nonylphenolethoxylater med 1-2 ethoxygrupper.

Der er efter principperne i afsnit 3.11 beregnet en vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand på som kan anvendes, hvor det ikke er muligt at substituere. Denne kan findes i Tabel 3.11.2.

LAS (Alkylbenzensulfonat)

LAS er et overfladeaktivt stof, som typisk indgår i vaske- og rengøringsmidler til såvel husholdninger, som til erhvervsmæssigt brug. LAS vil derfor stamme fra såvel husspildevand som spildevand fra industri og andet erhverv.

LAS har H-sætning H400 og H410 for at være meget skadelige for vandlevende organismer og meget skadelige for vandlevende organismer med langvarige konsekvenser, og vil derfor være kategoriseret som et A-stof efter ABC-vurderingen. LAS er uønskede i afløbssystemet og bør derfor substitueres eller reduceres til et minimum i spildevandet.

LAS adsorberer i høj grad til slam og Nøgletalsrapporten angiver reduktionsgrad i renseanlæg på 98%. Derfor vil det i høj grad være overholdelse af slamkvalitetskravet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, som er styrende for fastsættelsen af en grænseværdi for tilslutning af industri-spildevand til offentlige renseanlæg. Der findes i dag alternativer til LAS i vaske- og rengøringsmidler, som kategoriseres som C-stoffer.

Der er efter principperne i afsnit 3.11 beregnet en vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand, som kan anvendes, hvor det ikke er muligt at substituere. Denne kan findes i Tabel 3.11.2.

PAH'er

PAH'er (polycykliske, aromatiske hydrocarboner) er generelt A-stoffer, og er på denne baggrund uønskede i spildevand. PAH'er stammer især fra mineralske olieprodukter (asfalt, tagpap og tungere oliedestillater), creosot (træimprægnering) og fra ufuldstændig forbrænding (diverse forbrændingsprocesser). PAH'er er derfor i mange tilfælde en diffus forurening, der kan være vanskelig helt at eliminere fra spildevand, som det er strategien for A-stoffer.

PAH'er tilbageholdes i nogen grad i slammet på renseanlæggene, og da der er fastsat en grænseværdi for summen af 9 specifikke PAH'er i slammet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål kan tilladelser af PAH medføre, at slammet ikke kan bruges på landbrugsjord.

Tilbageholdelsesgraden i renseanlæggene er for de fleste PAH'er vanskelig at bestemme, da koncentrationen i udløbsvandet generelt er lavere end detektionsgrænsen for PAH-analyser i spildevand. Hvis der ikke er tilgængelige analysemetoder med tilstrækkelig lave detektionsgrænser til, at stofindholdet i den samlede spildevandsstrøm fra virksomheden kan bestemmes, kan det være nødvendigt at estimere koncentrationen. Det kan ske fx ud fra virksomhedens oplysninger om forbruget af relevante stoffer i produktionen eller ud fra viden om et højere, målbart koncentrationsniveau i relevante delstrømme. En sådan estimeret værdi for stofkoncentrationen i spildevandstrømmen kan herefter indgå som grundlag for miljømyndighedens vurdering af vilkår.

Nøgletalsrapporten indeholder ikke konkrete data for tilbageholdelsesgraden for PAH'er, men den er generelt estimeret til "mere end 50%". Det har derfor ikke været muligt at beregne vejledende værdier for acceptable koncentrationer i tilsluttet spildevand. Kommunen kan dog anvende denne viden ifm. kravfastsættelse efter en vurdering andre af tilgængelige videnskilder.

Flere af PAH'erne er prioriterede farlige stoffer i EU's vandpolitik og har meget lave miljøkvalitetskrav. Det er derfor vigtigt at begrænse tilladningen til renseanlæggene mest muligt i forbindelse med udarbejdelse af tilslutningstilladelser.

PAH'er må vurderes og reguleres efter de generelle principper beskrevet for organiske stoffer i afsnit 3.7.

3.7.6 Medicinrester og hospitalsspildevand

Farmaceutiske stoffer kan blive tilledt kloakken ad flere veje. Spildevand fra medicinalindustrien kan indeholde rester fra produktionsprocesser. Derudover udskilles farmaceutiske stoffer fra mennesker, når vi indtager medicin. Medicin omsættes generelt kun i mindre grad i kroppen og vil blive udskilt via nyrerne og dermed blive tilført kloakken gennem urinen. Medicinrester herfra vil således forekomme i såvel hospitalsspildevand som husholdningsspildevand.

Industrispildevand

Spildevand fra medicinalindustrien reguleres generelt som andet industrispildevand. Virksomhederne er som udgangspunkt omfattet af reglerne om tilslutningstilladelser og bør således have en tilslutningstilladelse, hvis deres spildevand adskiller sig væsentligt fra husspildevand.

Der kan dog være grund til særlig opmærksomhed, da lægemidler er biologisk aktive stoffer og potentielt kan forekomme i store mængder i spildevand fra medicinalindustrien. Ved meddelelse af tilslutningstilladelse til stoffer, for hvilke der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav eller nationalt fastsatte miljøkvalitetskriterier, anvendes PNEC-værdier (Predicted No-Effect Concentration) som udgangspunkt for den miljømæssige vurdering. Virksomheder, som foretager den kemiske syntese af farmaceutiske stoffer, er

omfattet af BAT-konklusioner om Spildevands- og luftrensning og dertilhørende styringssystemer i den kemiske sektor⁴⁴).

Husholdningsspildevand

Farmaceutiske stoffer, som udskilles gennem urinen, ledes til kloakken fra såvel husholdninger, som virksomheder, hospitaler og plejehjem mv. For et mindre antal lægemidler findes der typiske indløbskoncentrationer i Nøgletalsrapporten. Nøgletal for mekaniske anlæg afspejler de indløbskoncentrationer, man må forvente fra husholdningsspildevand.

Hospitalsspildevand

Forvaltning af hospitalsspildevand adskiller sig ikke fra industrispildevand, jf. Miljøstyrelsens vejledende udtalelse om hospitalsspildevand⁴⁵). Hospitalsspildevand indeholder farmaceutiske stoffer, der potentielt er skadelige for vandmiljøet, og det skal således gennem tilslutningstilladelse sikres, at miljøkvalitetskra-vene kan overholdes i det vandområde, som spildevandsforsyningsselskaberne udleder til.

Mængden af farmaceutiske stoffer, der udledes med husholdningsspildevand, kan dog udgøre en stor del og i nogle tilfælde mere, end hvad der udledes med hospitalsspildevand. Det er således op til den enkelte kommune ud fra spildevandets stofindhold og koncentrations-niveauer samt stoffernes miljøpåvirkning at vurdere, hvorvidt der vælges decentral rensning ved hospitalet eller central rensning ved at indføre ekstra rensetrin på forsyningsselskabets renseanlæg.

En overordnet sammenligning af rensegraden ved central og decentral renseløsning kan foretages ved at opsummere toksicitetsækvivalenter for de to renseløsninger. Disse beregnes som:

$$\text{toksicitetsækvivalenter} = \sum \text{vandmængde} * \frac{\text{PEC}_i}{\text{PNEC}_i}$$

dvs.summen af vandmængde ganget med den udledte koncentration (PEC, Predicted Emission Concentration) divideret med miljøkvalitetskrav eller PNEC (Predicted No-Effect Concentration) for de enkelte stoffer, i, der udledes.

De udledte koncentrationer kan estimeres, idet der i Danmark foretages en intensiv registrering af brugen af farmaceutiske stoffer. Hospitalerne vil således have et præcist kendskab til medicinforbruget på hospitalet. Der sker også en central registrering af salget af lægemidler på apotekerne, som vil kunne bruges til at vurdere udledningen fra husholdningerne.

Den overordnede sammenligning af central vs. decentral rensning skal dog altid suppleres med en vurdering af, om alle stoffer ved den valgte renseløsning forekommer i koncentrationer under miljøkvalitetskrav eller PNEC-værdier efter umiddelbar fortynding i det modtagende vandområde.

Valget mellem central og decentral rensning involverer også økonomiske og tekniske forhold, som kan være forskellige fra sted til sted, f.eks. belastningen af forsyningens renseanlæg og muligheden for at lede fuldt rensat spildevand fra et hospital direkte til et vandområde. Derudover er det en forudsætning, at forsyningsselskabet er indforstået med, at udbygge renseanlægget med et ekstra rensetrin og kan opnå en udledningstilladelse til dette.

Antibiotikaresistens

Hospitalsspildevand kan indeholde antibiotikaresistente bakterier, og antibiotika i hospitalsspildevand kan fremme betingelser for udvikling af antibakteriel resistens, jf. rapport af VKM⁴⁶). Forekomst af antimikrobiel resistens, dvs. en mikroorganismes evne til at overleve eller dele sig ved koncentrationer, som

normalt ville dræbe eller hæmme dem, er et stigende globalt problem, jf. United Nations Environment Programme rapport fra 2023⁴⁷⁾. For hospitalsspildevand er det således vigtigt, at udledning af resistente bakterier tages i betragtning ift. spredning i miljøet og af hensyn til arbejdssikkerhed på renseanlæggene.

3.8 Vurdering af olie og fedt

Den anbefalede strategi for vurdering af miljøfarlige forurenende organiske stoffer i industrispildevand i afsnit 3.7. er baseret på en forudsætning om et betydeligt kendskab til de anvendte og udledte enkeltstoffer. Når der er tale om, at råvarer, hjælpestoffer mv. består af komplekse blandinger, f.eks. mineralsk olie, kan et sådant kendskab være meget vanskeligt at etablere, og i disse situationer er man derfor i et vist omfang henvist til at foretage vurderingerne ud fra det samlede spildevands sammensætning og egenskaber.

Som beskrevet nedenfor bør der dog foretages en indledende vurdering baseret på stoffernes oprindelse og natur, og specielt kan eventuelle overfladeaktive stoffer anvendt til affedtning/rengøring vurderes som beskrevet i afsnit 3.7.

Ved vurdering af olie og fedt er det nødvendigt at skelne mellem olie og fedt af vegetabilsk/animalsk oprindelse og stoffer af mineralsk oprindelse, da der bl.a. er væsentlige miljø- og sundhedsmæssige forskelle.

3.8.1 Vegetabilsk/animalsk olie og fedt

Nedbrydelige og ugiftige forbindelser

Vegetabilsk/animalsk olie og fedt (polære forbindelser) vil i sin oprindelse bestå af bionedbrydelige og ugiftige forbindelser og vil, når det ikke er kontamineret med andre stoffer, kunne sammenlignes med andre former for omsætteligt organisk stof.

Tabel 3.11.2 indeholder en vejledende grænseværdi for indholdet af olie og fedt i spildevandet. Andre forhold kan i konkrete situationer begrunde et større indhold af olie og fedt i tilledningen. Det kunne for eksempel være, hvis der var tale om letomsætteligt vegetabilsk eller animalsk olie og fedt, der kan tjene som kulstofkilde på renseanlægget. I disse tilfælde må der fastsættes vilkår ud fra, hvad der samlet set kan accepteres i den konkrete situation.

Det kan dog være hensigtsmæssigt at stille vilkår, der sikrer mod eventuelle tilstopninger i kloaksystemet.

Vegetabilske/animalske olie og fedt vil typisk blive udledt fra fødevarerindustrier, restauranter, grillbarer og private husholdninger.

Analysemetoder

Til bestemmelse af vegetabilsk/animalsk olie og fedt anbefales det at anvende den IR-spektrofotometriske metode DS/R 209 modificeret med anvendelse af tetrachlorethylen som ekstraktionsmiddel. Metoden går under betegnelsen Reflab metode 5:2019⁴⁸⁾.

3.8.2 Mineralsk olie

Mineralske olieprodukter (apolære forbindelser) vil være produceret på basis af råolie, der består af utallige forskellige enkeltstoffer. En meget stor del af disse vil være svært nedbrydelige, og mange vil derudover have en række negative miljø- og sundhedsmæssige egenskaber.

På denne baggrund bør mineralsk olie som udgangspunkt vurderes som A-stoffer, medmindre virksomheden kan dokumentere, at de afledte oliekomponenter bør vurderes anderledes. Afledningen af mineralsk

olie bør således minimeres og/eller opsamles med bedste, tilgængelige teknik og bortskaffes som farligt affald, jf. afsnit 3.7. Af praktiske årsager har Miljøstyrelsen valgt at operere med en vejledende grænseværdi for mineralsk olie, se Tabel 3.11.2, selv om dette generelt ikke er vejledningens strategi for A-stoffer.

Mineralsk olie afledes til kloaksystemet i forbindelse med processer i industrien, hvor der anvendes vand til rengøring af udstyr, eller til emner, der skal forarbejdes, dvs. primært ved affedtning på produktionsvirksomheder eller værksteder. Væsentlige kilder er autoværksteder og vaskeanlæg for køretøjer og udstyr.

Analysemetoder

Til bestemmelse af mineralsk olie anbefales det også at anvende DS/R 209. Denne metode fanger både de lettere, flygtige kulbrinter (< C10) som benzen, toluen, ethylbenzen og xylener og de tungere kulbrinter (C10 – C40), dvs. at f.eks. både benzin og petroleum bestemmes ved denne metode. I øvrigt er det en fordel at kunne analysere både vegetabilsk/animalsk olie og fedt og mineralsk olie efter samme analysemetode.

Endelig kan mineralsk olie eventuelt bestemmes ved gaskromatografisk metode, DS/EN ISO 9377-2:2001. Denne metode fanger såvel de lettere som tungere kulbrinter (C10 – C40).

Hvis der anvendes koldaffedtningsmidler på en virksomhed, eller der forekommer spild af benzin eller petroleum, kan det være relevant at bestemme den mineralske olies indhold af flygtige og lettere forbindelser (< C14). I sådanne tilfælde kan der suppleres med en gaskromatografisk analyse (GC-FID). En olies indhold af flygtige og lettere kulbrinter vil variere meget fra produkt til produkt, afhængig af produktets sammensætning.

Analysemetoderne DS/R 209 og ISO 9377-2:2001 til bestemmelse af mineralsk olie kan ikke forventes at give sammenlignelige resultater, da de to metoder bygger på forskellige principper. Bestemmelse af olie er en ikke-specifik måling og resultatet er dermed afhængigt af den valgte metode.

DS/R 209 og ISO 9377-2 giver begge en detektionsgrænse for bestemmelse af mineralsk olie på 0,1 mg/L.

3.8.3 Grænseværdier for olie og fedt

Mineralsk olie

De fleste mineralolier vil kunne klassificeres som A-stoffer og kravene til disse bør således fastsættes ud fra princippet om bedste, tilgængelige teknik. Bestemmelse af koncentration kan gøres ved DS/R 209 og ISO 9377-2 og en vejledende grænseværdi findes i tabel 3.11.2.

Hvis spildevandet indeholder mere end grænseværdien, kan det være relevant at stille krav om, at virksomheden f.eks. gennemfører den fremgangsmåde, der er beskrevet i afsnit 3.8.4, til reduktion af indholdet af mineralsk olie i spildevandet. Fremgangsmåden kan kombineres med et krav til virksomheden om fortsat at arbejde for at nedbringe indholdet af mineralsk olie i spildevandet, f.eks. i form af en reduktionsplan, jf. afsnit 5.1. Ved små tilledninger kan det, af hensyn til hvad der er teknisk og økonomisk muligt, være nødvendigt at fastsætte lempeligere krav.

Hvis der er tvivl om karakteren af den pågældende olie og fedt, kan det anbefales at gennemføre en komponentanalyse af spildevandet baseret på ISO 9377-2, en GC-FID analyse.

Samlet indhold af olie og fedt efter DS/R 209

Der bør samtidig sikres en tilstrækkelig god slamkvalitet på renseanlægget, ved fastsættelse af krav til spildevandets samlede indhold af vegetabilsk og mineralsk olie og fedt (totalt ekstraherbare stoffer, både polære og apolære forbindelser). Dette kan bestemmes efter DS/R 209. En vejledende grænseværdi kan findes i tabel 3.11.2.

Andre forhold kan i konkrete situationer begrunde et større indhold af olie og fedt i tilledningen. Det kunne for eksempel være, hvis der var tale om letomsætteligt vegetabilsk eller animalsk olie og fedt, der kan tjene som kulstofkilde på renseanlægget. I andre tilfælde, specielt ved små tilledninger, kan der som tidligere nævnt være situationer, hvor det ikke er teknisk eller økonomisk muligt at nedbringe det samlede indhold af olie og fedt til under grænseværdien. I disse tilfælde må der fastsættes vilkår ud fra, hvad der samlet set kan accepteres i den konkrete situation.

3.8.4 Fremgangsmåde til reduktion af mineralsk olie

Afledning af mineralsk olie i spildevand vil ofte ske fra forskellige industrielle processer. Forekommer der tillige vaskemidler, vil det resultere i emulgeret olie, og i disse tilfælde vil en gravimetrisk olieudskiller (jf. afsnit 3.8.5) ofte have en ringe effektivitet, og der må derfor foretages nærmere undersøgelser af mulighederne for begrænsning af olieindholdet i spildevandet. Det skal i den sammenhæng bemærkes, at koalescensudskillere normalt har effekt på mekanisk emulgeret olie.

Nedenstående fremgangsmåde kan – i den nævnte prioriterede rækkefølge – anvendes til at undersøge mulighederne for at minimere afledningen af mineralsk olie samt miljøproblematiske vaskemidler fra sådanne processer. Fremgangsmåden kan gennemføres som et samarbejde mellem virksomheden og leverandører af udstyr og kemikalier, samt den lokale myndighed. Fremgangsmåden er nærmere uddybet i Miljøstyrelsens miljøprojekt om reduktion af mineralsk olie i spildevand⁴⁹). Forudsætningen for fremgangsmåden er, at det eksisterende olieudskillersystem er korrekt dimensioneret i forhold til de forekommende spildevandsmængder fra de aktuelle processer.

Ændrede arbejdsgange

Fremgangsmåden er følgende:

Først undersøges mulighederne for at ændre arbejdsgange med hensyn til:

- Undgå afledning til kloak

Grundlæggende bør det undersøges, om rengøring uden vand er en mulighed. Kan rengøring for eksempel foretages ved aftørring eller vask i et lukket system?

- Opsamling af spild eller koncentrerede strømme

Virksomheden undersøger, om der er specifikke aktiviteter, som er hovedkilder til olien i spildevandet. Er det muligt at opsamle spildet, inden det blandes med vand?

- Begrænse mekanisk emulgering

Virksomheden undersøger, om aktiviteter med højtryksrensere kan gennemføres uden højtryk, ved lavere tryk eller i stedet med varmt vand, for at undgå kraftig mekanisk emulgering. Dette skal også ses i sammenhæng med nedenstående om muligt skift af vaskemidler.

Substitution af vaskemidler

Dernæst undersøges muligheder for substitution af vaskemidler gennem undersøgelse af et antal mulige vaskemidlers:

- Indhold af A- og B-stoffer

Virksomheden dokumenterer, eventuelt ved hjælp af oplysninger fra kemikalieleverandøren, indholdet af A- og B stoffer i vaskemidlerne, jf. afsnit 3.7.2.

- Evne til olie/vand-separation

Dokumentation af vaskemidlernes præstation i laboratorietest med hensyn til evnen til at separere olie, vand og vaskemiddel efter blanding. Laboratorietesten bør vælges på baggrund af anbefalingerne i Miljøstyrelsens miljøprojekt om reduktion af mineralsk olie i industrispildevand.

- Funktionsevne

De udvalgte vaskemidlers funktionsevne testes i praksis i forhold til de vaskeprocesser, der skal gennemføres.

Renseteknologier

Hvis ikke ændrede arbejdsgange eller substitution af vaskemidler kan reducere afledningen af mineralsk olie tilstrækkeligt, kan det være nødvendigt at anvende yderligere renseteknologier. Følgende renseteknologier er relevante i forhold til olieholdigt spildevand:

- Øget henstandstid inden separation evt. batchvis.
- Filtrering gennem filtermateriale.
- Membranfiltrering.
- Biofiltre.
- Flotation.
- Fældning og filtrering.
- Inddampning/destillationsanlæg.

Membranfiltrering og inddampning/destillationsanlæg har det potentiale, at det rensede vand kan genanvendes i vaskeprocessen. Omvendt kan disse renseteknologier være mindre attraktive set ud fra anskaffelsespris og driftsudgifter.

3.8.5 Olie/fedtudskillere og sandfang

Indretning, dimensionering og vedligehold

Indretning og dimensionering af både olie/fedtudskillere og sandfang bør ske efter retningslinierne i SBI-anvisning om afløbsinstallationer⁵⁰⁾. I øvrigt bør valg af type af olie/fedtudskillere, indretning, dimensionering, drift og vedligehold af olie/fedtudskillere ske i overensstemmelse med anvisningerne i Rørcenter-anvisning 006 om olieudskilleranlæg⁵¹⁾ og Rørcenter-anvisning 005 om fedtudskillere⁵²⁾. Begge anvisningerne er udarbejdet på baggrund af krav i afløbsnorm/bygningsreglementerne og relevante CEN-standarder.

Beregningsformlen til dimensionering af olieudskillere i Rørcenter-anvisning 006 bør anvendes.

Olieudskillere er omfattet af en harmoniseret europæisk standard DS/EN 858 – 1, ”Udskillere til letflydende væsker – Del 1: Designprincipper, ydeevne og prøvning, mærkning og kvalitetskontrol”. Harmoniserede europæiske standarder medfører, at byggevaren skal være CE-mærket, som er det generelle

europæiske overensstemmelsesmærke, som en fabrikant skal sætte på sin byggevare som tegn på, at byggevaren er i overensstemmelse med den deklarerede ydeevne, som vedrører produktet.

En olieudskiller bør med hensyn til indretning opfylde følgende krav (gælder for benzin- og olieudskillere på servicestationer, men kan anvendes for udskillere i andre brancher):

- 1) Benzin- og olieudskillere skal indrettes med alarm for stor lagtykkelse og lav væskestand jf. benzinstationsbekendtgørelsen⁵³).
- 2) Benzin- og olieudskillere skal tømmes, når indholdet af olieprodukter udgør 70 % af opsamlingskapaciteten for den pågældende udskiller. Hvis udskillersystemet modtager afløbsvand fra påfyldningspladsen, og tillige er uden magasinbrønd, skal benzin- og olieudskillere dog tømmes, når indholdet af olieprodukter udgør 30 % af opsamlingskapaciteten for den pågældende udskiller (1000 L).
- 3) Alarmer i benzin- og olieudskillere og i magasinbrønde skal funktionsprøves hvert år.
- 4) Mindst en gang årligt skal sandfang, magasinbrønde og benzin- og olieudskillere inspiceres for eventuelt aflejret materiale (sand/grus).
- 5) Aflejret materiale i magasinbrønden skal fjernes.
- 6) Sandfang skal tømmes, når det aflejlrede materiale overstiger 50 % af opsamlingsvolumen.
- 7) Bundfældet materiale i benzin- og olieudskilleren skal fjernes, når det overstiger 10 cm.
- 8) Benzin- og olieudskillere skal efter tømning fyldes med vand i overensstemmelse med leverandørens anvisninger.
- 9) Benzin- og olieudskillere bør tømmes ca. hvert 5 år og inspiceres for utætheder og revnedannelse.

Tæthedsprøvning af et nyt anlæg med olieudskillere er en af metoderne en bygherre kan anvende for at sikre sig, at det udførende anlæg opfylder kravene i bygningsreglementet. I BR18 kap. 4 er der krav om, at afløbsinstallationer skal være tætte. En tæthedsprøvning sikrer desuden myndigheden, at der ikke er monteringsfejl, som kan give anledning til forurening af jord og grundvand. Monteringsfejl vil ikke kunne opdages ved den efterfølgende løbende kontrol.

Når en olieudskiller skal tæthedsprøves, foreskrives det normalt, at den skal tæthedsprøves i henhold til DS 455 "Norm for tæthed af afløbssystemer i jord". Dette skyldes, at denne standard er den eneste danske standard, der beskriver en metode og et tæthedskrav. DS 455 er imidlertid udviklet til traditionelle hovedafløbssystemer til spildevand og regnvand, og kriterier er derfor tilpasset den forventelige forurening, der kan forekomme fra normale udløbsledninger. Inden for skel anses normens krav for vejledende.

Normen foreskriver én metode for tæthedsprøvning for ledninger og én anden for tæthedsprøvning af brønde, og metoderne er tilpasset opbygningen af et traditionelt hovedafløbssystem. I Rørcenteranvisning 006 er problemerne nærmere beskrevet, og der er angivet alternative prøvetider for prøvning af brønde. I bilag 6 til anvisningen er der angivet mere om, hvordan tæthedsprøvning kan gennemføres.

Der kan i øvrigt, om nødvendigt, etableres alarm for overløb, idet alarmen udløses, når væskenniveauet overstiger det maksimale i udskilleren. Herved undgås ødelæggende oversvømmelse og forurening af miljøet

Automatisk flydelukker kan anvendes på olieudskillere, hvor opsamlingskapaciteten hurtigt bliver opbrugt. Der bør ikke etableres flydelukker, hvis der er risiko for overløb til jorden ved opstuvning i olieudskilleren, med mindre der samtidig er etableret en alarm for overløb.

Koldaffedtningsmidler (består normalt af mere end 95 % petroleumbaseret opløsningsmiddel) bør ikke tilledes gravimetriske olieudskillere.

Affedtning med koldaffedtningsmidler kan hensigtsmæssigt foregå i lukkede genbrugssystemer eller uden brug af vand, f.eks. ved aftørring, eller ved opsamling af spildevandet til bortskaffelse som farligt affald.

Hvis der tilledes emulgeret olie til en olieudskiller, er det nødvendigt med specielle krav til dennes fysiske udformning og størrelse. Dette er nærmere specificeret i kravene til dimensionering af udskillere som anført i CEN standarden DS/EN 858-2 og Rørcenter-anvisning 006. Dette kræver ofte en mangedobling af størrelsen og investeringen. I disse situationer bør ovenstående fremgangsmåde til reduktion af olieafledninger anvendes (jf. afsnit 3.8.4), som netop sigter på, at graden af emulgering reduceres.

Spildevand, hvor olien er mekanisk emulgeret, kan normalt renses i en koalescensudskiller. Olieemulsioner, der skyldes sæber, kan kun fjernes i en koalescensudskiller, hvis spaltningstiden er kortere end opholdstiden i udskilleren. En koalescensudskiller har ikke nogen effekt på spildevand med olieemulsioner opstået ved brug af koldaffedtningsmidler, jf. Rørcenter-anvisning 006 om olieudskilleranlæg.

Anvendes koalescensfiltre, hvis virkning fremkommer ved, at små emulsionsdråber adsorberes på fibroverfladerne, skal disse regelmæssigt rengøres ifølge leverandørens anvisning. Ved utilstrækkelig vedligeholdelse mister filtrene deres effektivitet, efterhånden som de bliver mættede af olie. Tilstoppede filtre kan desuden forårsage opstuvning bagud i systemet.

Drift/tømning

Olie/fedtudskillere og eventuelle sandfang skal tømmes og rengøres regelmæssigt.

Driften, herunder tømning af en olieudskiller bør ske i overensstemmelse med følgende:

- Olieudskiller bør senest tømmes, når olieprodukter udgør 70 % af opsamlingskapaciteten for den pågældende udskiller.
- Ved tømning af olieudskiller skal også det bundfældede materiale (slam) fjernes. Bundfældet materiale skal i øvrigt fjernes efter behov.
- Efter tømning skal en olieudskiller fyldes med vand i overensstemmelse med leverandørens anvisninger.
- Mindst en gang årligt og altid ved tømning bør olieudskiller inspiceres, herunder for synlige fejl og mangler.
- Alarm i olieudskiller bør funktionsprøves hvert år.

Rengøring bør kun foretages med vand, og det er vigtigt at anvende en fornuftig procedure, således at rengøringen ikke er årsag til afledning af det opsamlede olieaffald.

De fleste kommuner har et afsnit om tømning af olieudskillere i deres regulativ for erhvervsaffald. Regulativet skal primært sikre tømning af sand fra sandfang og olie fra olieudskiller sker forsvarligt. Ved klassificering af sand og olie som farligt affald skal der foretages en vurdering af, om det udviser farlige egenskaber jf. affaldsbekendtgørelsen § 3, stk. 1, nr.17.

Tømningen kan foretages af en kommunal ordning, hvis en sådan er fastsat eller af en godkendt indsamlingsvirksomhed.

Mange regulativer indeholder også krav til tønningshyppighed, inspektion m.m., som den valgte tønningsordning skal kunne overholde, men disse er kun gældende for udskilleranlæg, som ikke er omfattet af en individuel afgørelse i form af en tilslutningstilladelse eller miljøgodkendelse. Hvor der foreligger individuelle afgørelser, vil det være kravene i disse, som er gældende, ind til disse ændres ved påbud med klageadgang.

3.9 Vurdering af metaller

De fleste afledninger af tungmetaller skal som udgangspunkt begrænses efter BAT, hvorefter man sikrer sig, at miljø- og slamkvalitetskravene kan forventes opfyldt. For udvalgte tungmetaller er der skærpede

retningslinjer, og disse er beskrevet herefter. For en række tungmetaller er der udarbejdet vejledende grænseværdier for den maksimale tilløbskoncentration til renseanlæg, jf. tabel 3.11.2.

Det må altid vurderes, om en afledning af industrispildevand potentielt kan indeholde tungmetaller. Det betyder konkret, at der i forbindelse med undersøgelsesfasen bør foretages stikprøve til undersøgelse af metalkoncentrationerne.

For visse virksomheder vil det ikke være muligt, ved tilgængelig teknik, at opnå en udløbskoncentration, som overholder de vejledende grænseværdier for tungmetaller. Kravfastsættelsen må derfor baseres på, hvad der er teknisk og økonomisk muligt for den enkelte virksomhed sammenholdt med fjernelse af det pågældende stof i renseanlægget, forventet fortynding og tilstand i det modtagende overfladevand. Samtidig bør det sikres, at virksomheden i disse tilfælde løbende arbejder for at forbedre udløbskvaliteten, f.eks. ved at udarbejde en reduktionsplan.

3.9.1 Metaller på EU's liste over prioriterede stoffer

Bly og nikkel er prioriterede stoffer iht. direktiv om prioriterede stoffer inden for vandpolitikken⁵⁴). Det er derfor målet løbende at reducere udledningen i EU jf. vandrammedirektivet. I Danmark er en række andre tungmetaller dog omfattet af de nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav for vand, hvilket betyder at bly og nikkel skal begrænses på lige fod med mange andre tungmetaller iht. ovenstående efter BAT og miljøkvalitetskrav.

3.9.2 Metaller på EU's liste over prioriterede farlige stoffer

Udvalgte metaller er på EU's liste over prioriterede farlige stoffer iht. direktiv om prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. Det betyder at udledningen på sigt skal bringes til ophør. Derfor skal udledning af stofferne begrænses mest muligt og helst elimineres.

Kviksølv

For kviksølv er der ikke fastsat et generelt miljøkvalitetskrav i vand, men blot en maksimumkoncentration, i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. Det er derfor ikke muligt at beregne en vejledende grænseværdi til tilsluttet industrispildevand. Kviksølv er et af de stoffer, som oftest giver anledning til dårlig kemisk tilstand i overfladevand i Danmark, hvorfor det er vigtigt at få reduceret tilledninger af kviksølv til renseanlæg.

Nøgletalsrapporten indeholder ikke nøgletal for tilbageholdelse af kviksølv i renseanlæg, bl.a. fordi mange af udløbsværdierne er under detektionsgrænsen, hvilket gør fastsættelse af nøgletal usikkert. På baggrund af mere usikre indikative nøgletal kan der beregnes en tilbageholdelse, som ikke adskiller sig meget fra, hvad der er angivet i tidligere nøgletalsrapporter. På den baggrund kan tilbageholdelsen estimeres til >50 %.

Fastlæggelse af krav til kviksølv i tilslutningstilladelser må derfor bygge på en konkret vurdering i forhold til det modtagende overfladevand, herunder gældende miljøkvalitetskrav, som det konkrete renseanlæg leder ud til. I vejledningen til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer på Miljøstyrelsens hjemmeside er det angivet, hvorledes det vurderes i forhold til stoffer, hvor der ikke er fastsat miljøkvalitetskrav til vandfasen.

Da brugen af kviksølv stort set er forbudt, vil kilder til kviksølv hovedsageligt være affald og diffuse kilder. Kviksølv kan derfor stamme fra affaldsbehandling og fra forbrænding, hvor f.eks. kul, biomasse og affald indeholder kviksølv.

En branche hvor kviksølv stadig anvendes er i tandpleje, hvor det udgør en bestanddel i legeringen sølvamalgam, der anvendes i fyldninger. I henhold til artikel 10 i kviksølvforordningen⁵⁵⁾, skal tandlægeklinikker have et amalgamfilter, som fjerner mindst 95 % af amalgampartiklerne målt efter standarden EN/ISO 11143:2008. Tilsynet med dette er i bekendtgørelse om udførelse af opgaver i henhold til forordningen om kviksølv⁵⁶⁾ henlagt til kommunalbestyrelsen. Tilsynet føres i henhold til reglerne i kapitel 9 i miljøbeskyttelsesloven.

Cadmium

Cadmium og cadmium-forbindelser er underlagt omfattende regulering både i Danmark og EU grundet dets toksicitet for mennesker og miljø. Til forskel fra kviksølv er cadmium omfattet af et generelt miljøkvalitetskrav. Den primære anvendelse af cadmium er i nikkell-cadmiumbatterier, som bruges i bærbart værktøj, store nødstrømsbatterier, samt medicinsk udstyr. Lovgivningen undtager nogle specifikke anvendelser fra den stramme regulering. Det omfatter bl.a. brug som farvepigment i keramiske produkter, tandcement, kunstnerfarver, til cadmiering af musikinstrumenter og præcisionsinstrumenter, anvendelse som pigment eller til cadmiering af særlige køretøjer, motorer og maskiner.

3.9.3 Andre metaller med særlige forhold

Chrom

Miljøkvalitetskrav for chrom differentierer for ferskvand mellem Cr(VI) og Cr(III). Årsagen er, at chrom(VI) har en højere giftighed over for vandlevende organismer i ferskvand end chrom(III)-forbindelser. Der kan i konkrete sager opstå usikkerhed om fordelingen af de to forbindelser i spildevandet. De vejledende grænseværdier i tabel 3.11.2 for ferskvand er fastsat ud fra Cr(VI), mens den vejledende grænseværdi for marint er fastsat ud fra slamkvaliteten, som er den mest kritiske. Den konkrete fordeling mellem Cr(VI) og Cr(III) i spildevand kan være afgørende for fastsættelse af kravværdien. Såfremt myndigheden har kendskab til fordelingen mellem Cr(VI) og Cr(III) i spildevandet, kan en tilpasset grænseværdi beregnes vha. eksemplet i bilag 5.

3.10 Vurdering af andre fysisk/kemiske forhold

En række fysisk-kemiske forhold må tages i betragtning ved vurdering af tilledning af spildevand til et rensesanlæg.

3.10.1 Vandmængde

Vandmængde pr. tidsenhed

Krav til maksimal afledt vandmængde bør altid indgå i en tilladelse til afledning af spildevand med specifikation af:

- Maksimum pr. sekund og/eller time.
- Maksimum pr. døgn og/eller år.

Sekund- eller timevandmængde anvendes, såfremt der er hensyn at tage til efterfølgende pumpestationer eller ledningskapacitet.

Maksimal mængde pr. døgn og/eller år bør altid indgå, blandt andet for i kombination med stofkoncentrationer at sætte en begrænsning for den samlede stofafledning. Desuden sikrer dette krav, at der bliver fokuseret på vand som ressource. Kravet har tillige det formål at sikre, at problemer med kravoverholdelse ikke løses med fortynding.

Kontrol

Det må i en tilladelse eller påbud specificeres, hvorledes disse krav skal kontrolleres eller måles, og eventuelt må der stilles krav om etablering af en fastmonteret flowmåler på udløbet - med årlig kalibrering. I visse tilfælde er det hensigtsmæssigt at benytte sig af resultater fra en vandmåler på tilledningen af vand til virksomheden.

Kølevand

Nogle virksomheder køler maskiner og processer med vand. Hvis dette kølevand ikke recirkuleres, kan der forekomme store mængder, som skal bortledes. Da kølevand oftest består af grundvand, vil det afledte vand oftest være rent. Vandet kan dog være tilsat kemikalier som sikring mod korrosion af rørene og biocider. Der kan også forekomme afsmitning fra rørinstallationer af f.eks. kobber. Desuden kan grundvandet være forurenet, f.eks. fra jordforureninger.

Store mængder kølevand kan fortynde virksomhedens øvrige spildevand. Det er generelt BAT at rense spildevand tæt på kilden. Ud fra denne betragtning bør vurdering af regulering af virksomhedens øvrige spildevand ske uden at medregne fortynding med kølevandet.

3.10.2 Næringsstoffer og organisk stof

Effekt på renseanlægsprocesser

For at renseanlæggets processer kan fungere tilfredsstillende, skal det sikres, at belastningen med næringsstoffer og organiske iltforbrugende stoffer fra oplandet ligger inden for renseanlæggets kapacitet. Særligt virksomheder med en stor andel af den samlede belastning på renseanlæg og virksomheder med stor variation i belastning (døgn, uge eller sæson) kan give anledning til driftsproblemer på renseanlæg. Renseanlæg med kvælstoffjernelse er særligt følsomme over for variationer i kvælstofbelastning, da denne belastning typisk er dimensionsgivende for anlæggene. Yderligere vil variationer i kulstof/kvælstof forholdet for disse anlæg også kunne påvirke rensefunktionen, idet et fald i mængden af tilgængeligt let-omsætteligt kulstof kan reducere kvælstoffjernelsen.

Krav til maksimal tilledning

For at undgå driftsproblemer som følge af ukontrollerede tilledninger af næringsstoffer og organisk stof bør der i tilladelser til afledning af spildevand fastsættes krav om maksimal tilladelig belastning fra virksomheden, når tilledningen er af et omfang, der har betydning for renseanlægget. Der kan da fastsættes krav til mængden af næringsstoffer, organisk stof (BI5, COD) og hydraulisk belastning.

Overensstemmelse med spildevandsplan

Det skal dog samtidig sikres, at virksomheden får tilladelse til afledning af spildevand i overensstemmelse med den kapacitet, der er afsat i spildevandsplanen eller til oplandet, hvor virksomheden er beliggende. Ud fra spildevandsplanens afsatte kapacitet udtrykt i personækvivalenter (PE) og definitionen af PE, jf. § 3, stk. 5, i spildevandsbekendtgørelsen, kan den maksimale tilladelige belastning af næringsstoffer og organisk stof fra virksomheden fastsættes.

BAT

Uanset spildevandsplanens eventuelle kapacitetsangivelser skal vilkår for afledning dog altid være baseret på, at virksomheden anvender bedste, tilgængelige teknik. Dette er uddybet i afsnit 4.

3.10.3 Korrosion

Afløbssystemer kan blive alvorligt skadet ved korrosion. Korrosion opstår på grund af en række kemiske og biologiske processer, og afhænger af de materialer, som afløbssystemet består af og deres modstandsdydgtighed. I denne sammenhæng er der fokuseret på normale betonrør, da det er det mest almindeligt anvendte materiale til afløbsledninger i Danmark.

For at undgå korrosion bør der stilles krav til pH, maksimal temperatur, indholdet af suspenderet eller bundfældeligt stof samt til sulfat. Sulfat kan under iltfattige forhold omdannes til svovlbrinte, der er et korrosivt stof.

Der er tradition for også at begrænse afledningen af chlorid af hensyn til faren for korrosion af betonrør. Chlorid-korrosion af armeret beton er et kendt fænomen i andet byggeri, men der findes kun ganske få armerede betonrør til spildevandsledning i Danmark. Der er også mistanke om fare for korrosion af forskellige former for stålrør og øvrige installationer, ikke kun i kloaksystemet, men også på renseanlæg.

Endelig er der faren for øget salinitet af slammet ved meget høje chloridkoncentrationer. Det anbefales, at der tages udgangspunkt i den vejledende grænseværdi for chlorid, som ses i tabel 3.11.2. Det anbefales dog, at kommunen ved en større afvigelse fra grænseværdien, jævnligt inspicere spildevandsforsyngsselskabets kloaklednings tilstand umiddelbart nedstrøms den fysiske tilslutning af det chloridholdige spildevand. Dette vil kunne danne grundlag for et eventuelt senere påbud om at nedbringe chloridindholdet i afledningen, hvis der skulle opstå tegn på korrosion.

Når der stilles krav svarende til de vejledende grænseværdier, vil hensynet til kemisk korrosion normalt være tilgodeset, og der vil i en vis udstrækning være taget højde for svovlbrinte-korrosion. Beskyttelse mod svovlbrinte-korrosion er dog beskrevet mere komplekst i Miljøstyrelsens miljøprojekt om tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg, Hvidved-Jacobsen et al. og Miljøstyrelsens miljøprojekt om Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger.

pH bør indgå, såfremt der på virksamheden anvendes syrer eller baser, og temperatur bør indgå, såfremt det vurderes, at der afledes varmt spildevand i betydeligt omfang.

Mål for indholdet af bundfældeligt og/eller suspenderet stof bør indgå, når det vurderes, at der vil kunne ske en udfældning af disse stoffer i kloaksystemet, dvs. at det i forbindelse med en undersøgelsesfase er vist, at der forekommer tunge partikler i spildevandet.

Ledningsevne og anionerne chlorid og sulfat bør indgå, såfremt det i undersøgelsesfasen er vist, at saltindholdet ligger på et højt niveau.

Vejledende grænseværdier for pH, temperatur og koncentration af suspenderet stof findes i tabel 3.11.3. For sulfat og chlorid kan de findes i tabel 3.11.2.

3.10.4 Cyanid

Cyanid er et meget reaktivt stof, der kemisk set forekommer i vand i en række forskellige former. Ved vurdering af cyanids effekt og skæbne i afløbssystemet, renseanlægget og vandmiljøet kan der tages udgangspunkt i frit cyanid som kritisk parameter. Frit cyanid er defineret som summen af den cyanid, der findes som hydrogencyanid og cyanidionen. Frit cyanid er ligeledes en relevant parameter ud fra hensynet til kloakarbejdere.

Det må forventes, at der kun forekommer små koncentrationer af frit cyanid efter opblanding med husspildevand og passage af renseanlæg, idet forekomsten dog afhænger af udformningen af udløbet,

tilstedeværelsen af andre stoffer, pH mv. Der er påvist begyndende hæmning af nitrifikationen ved 0,1 mg/L frit cyanid ifølge Miljøstyrelsens notat om forslag til vejledende grænseværdier for sølv og cyanid⁵⁷⁾ og udpræget hæmning ved 0,2 mg/L frit cyanid, jf. Kim et. al⁵⁸⁾.

Parameteren frit cyanid er analytisk set problematisk, da det er vanskeligt at måle frit cyanid direkte. På denne baggrund anbefales det at fastsætte krav til cyanid som indholdet af total cyanid.

Ud fra hensynet til renseanlæggets processer og beskyttelsen af akvatiske organismer anbefales det, at koncentrationen af total cyanid ikke overstiger 1 mg/L. Dette bør suppleres med en vurdering af, om cyanid kan forventes at forekomme som frit cyanid i spildevandet. Eventuelt kan parameteren syreflygtigt cyanid anvendes. Ved syreflygtigt cyanid forstås den del, som kan bringes på gasform ved syretilsætning, dvs. frit cyanid og en del let omsættelige cyanidkomplekser.

3.10.5 Asbestfibre

Højtrykspuling

Højtryksspuling af asbestholdige materialer, så som eternittage, er forbudt, jf. asbestbekendtgørelsen⁵⁹⁾.

Tilladelse efter ansøgning

Før afledning af asbestholdigt spildevand til spildevandsforsyningens renseanlæg skal der ansøges om tilladelse efter § 28, stk. 3, i miljøbeskyttelsesloven. Af hensyn til begrænsning af spredningen af asbest bør tilladelsen indeholde krav om opsamling og filtrering af spulevandet.

3.10.6 Komplekst industrispildevand

Industrielt spildevand består ofte af en kompleks blanding af mange forskellige stoffer. Foruden rester af anvendte kemikalier og produkter kan spildevandet indeholde en række ukendte stoffer, der bl.a. kan omfatte kemiske urenheder, samt reaktions- og nedbrydningsprodukter. Det kan derfor være en vanskelig opgave at vurdere en sådan blandings nedbrydelighed eller giftighed ud fra egenskaber for samtlige enkeltstoffer, som beskrevet i afsnit 3.7.

Selv for en spildevandsblanding, hvor indholdet af kemiske stoffer er kortlagt, kan en forudsigelse af blandingens giftighed på grundlag af denne strategi give et væsentligt andet resultat end det, der kan findes ved direkte målinger. En af årsagerne til dette fænomen er, at en række faktorer, som f.eks. interaktioner mellem stoffer og sorptionsfænomener, kan indvirke på en stofblandings egenskaber. For at kontrollere resultatet af en indledende stofvurdering og vurdere et komplekst industrispildevands effekt på processerne i et renseanlæg og på vand- og jordmiljø kan det derfor være hensigtsmæssigt at foretage undersøgelser af egenskaberne af det samlede spildevand.

I vurderingen af komplekst industrispildevands biologiske effekter foreslås det at anvende målemetoder, der bestemmer de samlede effekter af de indeholdte stoffer.

Hæmningstest af nitrifikation

Indvirkning af industrispildevand på en biologisk proces sammenlignes med processens forløb uden tilstedeværelse af dette spildevand vha. en hæmningstest.

Den biologiske proces kan f.eks. måles i form af en omsætningshastighed af et tilsat næringsmedium. Giver det undersøgte spildevand anledning til en reduceret (hæmmet) omsætningshastighed, har spildevandet en akut giftighed på den testede proces. Hæmningseffekten - dvs. graden af giftighed -

udtrykkes i procent af den omsætningshastighed, der kan måles, når der ikke er tilsat det pågældende industrispildevand.

For nitrifikationshæmning anbefales det at anvende en kortvarig, såkaldt akut, test for nitrifikationsprocessen. I denne testtype bestemmes spildevandets akutte giftighed i løbet af en testperiode på f.eks. 2 til 4 timer. Der opnås således et mål for spildevandets øjeblikkelige gifteffekt, men ikke viden om eventuelle langtidseffekter.

Giftvirkning af svært nedbrydelige stoffer

Ved brug af den akutte hæmningstest fokuseres først og fremmest på spildevandets effekt på renseanlæggets processer. Viser testen, at spildevandet giver anledning til en uacceptabel hæmningseffekt, kan det være relevant at udføre undersøgelser for kronisk toksicitet. Kronisk toksicitet beskriver, hvilke gifteffekter der er tilbage i spildevandet efter en biologisk nedbrydning og har således størst betydning i forbindelse med vurdering af det rensede spildevands effekter på vandområdet. Undersøgelsen er dog også relevant til at vurdere, om der findes svært nedbrydelige stoffer i spildevand, hvor dette ikke kan belyses tilstrækkeligt på andre måder. Testmetoder er nærmere beskrevet i Miljøstyrelsens miljøprojekt om Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand.

3.10.7 Acceptniveauer for nitrifikationshæmning

Ved fastsættelse af krav til nitrifikationshæmning bør der generelt maksimalt accepteres et effektniveau på 50 %, mens effekter i intervallet 20-50 % bør udløse undersøgelser, der sigter på at belyse, hvilke forhold der giver anledning til hæmningen. Virksomheden bør naturligvis arbejde mod at opnå et effektniveau under 20 %. For de anførte effektniveauer er det en forudsætning, at der for at opnå hensigtsmæssige undersøgelsesbetingelser i nitrifikationshæmningstesten er anvendt en testfortynding for industrispildevand på 1+4, dvs. 200 mL/L.

3.10.8 Undersøgelserprogram for nitrifikationshæmning

Orienterende undersøgelse for nitrifikationshæmning

Et undersøgelsesprogram til vurdering af industrispildevands gifteffekter bør tage udgangspunkt i den spildevandstekniske beskrivelse. Det anbefales, at der i forbindelse med den indledende gennemgang foretages en orienterende undersøgelse af en repræsentativ døgnprøve af virksomhedens samlede spildevand for nitrifikationshæmning. Ved en varierende produktion eller uensartet spildevandsafledning må dette naturligvis inddrages i fastlæggelsen af prøveudtagnings- og undersøgelsesprogrammet (jf. kapitel 4).

Afhængig af resultatet fra denne første screening af spildevandets hæmningseffekt kan der nu fastlægges et program, der enten sigter på en løbende kontrol eller en dyberegående karakterisering af effekterne.

Videregående undersøgelse for nitrifikationshæmning

Konstaterede hæmningseffekter over 20 % bør udløse nærmere undersøgelser som for eksempel:

- 1) Nærmere belysning af mønstret for afledning af hæmmende stoffer.
- 2) Identifikation/kildesporing af hæmmende stoffer.
- 3) Undersøgelse af om giftvirkningen skyldes svært nedbrydelige stoffer (kronisk toksicitet).

Identifikation af de hæmmende stoffer kan ske enten ved, at der tages udgangspunkt i virksomhedens råvarelistes, og/eller der kan foretages kildesporing ved undersøgelse af delstrømme.

Undersøgelser af, om giftigheden skyldes svært nedbrydelige stoffer, kan indledningsvis belyses ved COD/BIO₅ -forholdet i spildevandet, hvor det kan antages, at et forhold større end 3 må tages som indikation af en relativ stor andel af svært nedbrydelige stoffer, jf. Miljøstyrelsens miljøprojekt om tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg..

Herefter kan der om nødvendigt udføres test for, om en giftvirkning skyldes vanskeligt nedbrydelige stoffer³¹.

3.10.9 Testmetoder for undersøgelse af nitrifikationshæmning

ISO 9509

Der findes ingen Dansk Standard for vurdering af spildevandsprøvers eller specifikke stoffers effekt på nitrifikation. Derimod findes en international standard (ISO 9509). Denne metode har dog et par svagheder. Et af de vigtigste punkter er ISO-testens lave krav til iltindholdet (2 mg O₂ /L). Reelt vil nitrifikationen ved denne iltkoncentration være betydeligt hæmmet, og det må anbefales at arbejde med et iltindhold på minimum 4 og gerne over 6 mg/L. ISO-testen stiller endvidere ikke krav til antallet af gentagelser eller kontrolmålinger af temperatur og pH. Det må anbefales, at testen foretages med dobbeltbestemmelser som minimum, og at både temperatur og pH kontrolleres i testglas. Begge parametre kan have afgørende effekt på nitrifikationen.

Et andet vigtigt punkt, som ikke er bemærket i ISO-testen, er betydningen af en eventuelt høj koncentration af ammonium/ammoniak i det testede spildevand. Det er således vigtigt at være opmærksom på, at ammonium/ammoniak i højere koncentrationer kan virke hæmmende for nitrifikationen. Det anbefales derfor at kontrollere koncentrationen af ammonium/ammoniak i spildevandsprøven før hæmningstest og sikre, at den ikke overstiger 100 mg NH₄⁺-N pr. liter testblanding.

En modificeret udgave

ISO-testen anvendes ofte i 2 modifikationer. I den ene modifikation benyttes et testsystem, der ligger tæt op af det, der er beskrevet i ISO 9509, men metoden er modificeret således, at der sikres en høj iltkoncentration. Derudover anvendes dobbeltbestemmelser og analyse af både ammonium/ammoniak og nitrit/nitrat N, når der testes på spildevand.

Anden modificeret udgave = Screeningsmetoden

Den anden modifikation går ud på at modificere yderligere i testdesignet således, at der benyttes lukkede glasrør med et relativt lille testvolumen. Ved test af industrispildevand sikres en tilstrækkelig høj iltkoncentration i de lukkede glas ved tilsætning af ren ilt. Metodens princip er beskrevet i artiklen ”A mini-nitrification test for toxicity screening, minntox” af Arvin et al.⁶⁰⁾ og i Naturvårdsverkets rapport⁶¹⁾ fra 1995.

3.10.10 Valg af slam til hæmningstest

Tilvænnet slam

Valget af aktiv slam kan have afgørende betydning for resultatet af en test for nitrifikationshæmning. Det er derfor vigtigt at definere formålet med den planlagte test. Det aktive slam i et specifikt renseanlæg vil være påvirket af de stoffer, der er i det tilledte spildevand. Slammet kan således være tilvænnet til den type spildevand og dermed de industrielle tilledninger, som det er vant til.

Salte

Et andet forhold, som kræver opmærksomhed, er det aktive slams følsomhed over for salte og her især klorid. Undersøgelser af aktiv slam fra renseanlæg med forskelligt kloridindhold i spildevandet har vist, at klorids effekt på nitrifikationen afhænger af det kloridniveau, der normalt optræder i tilløbet til renseanlægget. Da mange typer industrispildevand indeholder relativt høje mængder klorid, vil et valg af et kloridfølsomt slam, derfor kunne resultere i, at spildevandet bedømmes stærkt hæmmende alene pga. et højt kloridindhold.

Slamvalg afhænger af formål

Det er således ikke muligt at udvælge et enkelt testslam, som er velegnet til alle typer undersøgelser. Følgende retningslinjer bør følges ved valg af slam:

- 1) Test, der udføres som led i opstilling af vilkår for afledning af spildevand, udføres med aktiv slam fra det renseanlæg, hvortil spildevandet skal tilsluttes.
- 2) Ved kildesporing af hæmmende stoffer anvendes et følsomt referenceslam, dvs. aktiv slam fra et renseanlæg med lav industribelastning. Slammets følsomhed over for salt bør kendes.

3.10.11 Enkeltstoffers påvirkning af renseprocesserne

På baggrund økotoxikologiske data for bakterier kan der opstilles en PNEC-værdi (predicted no effect concentration) for renseanlæg. Metoden fremgår af vejledning fra Det Europæiske Kemi Agentur (ECHA)⁶². PNEC-værdierne fastsættes som NOEC (No Observed Effect Concentration) for respirationsprocesser med en sikkerhedsfaktor på 10 eller som NOEC for nitrifikationshæmning med en sikkerhedsfaktor på 1. Hvis der kun findes EC50 værdier bruges en ekstra sikkerhedsfaktor på 10.

For nogle stoffer er der på ECHA's profil af stoffet angivet PNEC værdier for aktiv slam. Hvis koncentrationen af stoffet i det tilsluttede spildevand når denne værdi, bør det overvejes at kræve test af f.eks. nitrifikationshæmning af det samlede spildevand efter de ovennævnte metoder til brug for eventuel dialog med ansøger om nedbringelse af koncentrationen af det pågældende stof.

3.10.12 Undersøgelse af effekter på vandmiljø efter rensning

Undersøgelse af effekter over for organismer i vand

De omtalte metoder til undersøgelse af hæmning fokuserer på undersøgelse af effekter på renseanlæggets processer. I forbindelse med store industrier, der afleder spildevand via spildevandsforsyningernes renseanlæg, kan det yderligere være relevant at vurdere eventuelle effekter på vandområdet efter rensning (persistent toksicitet).

Dette kan i praksis gøres ved at lade en prøve af spildevandet stabilisere ved inkubering med aktiv slam fra det pågældende anlæg, hvorefter spildevandet, der på denne måde er "renset", undersøges for effekter over for organismer, der lever i vand. Teknikken i en sådan undersøgelse er nærmere omtalt i Miljøstyrelsens miljøprojekt om Økotoxikologisk vurdering af industrispildevand.

3.11 Beregning af grænseværdier

Vilkår eller grænseværdier i en tilslutningstilladelse skal altid bero på en konkret vurdering af den enkelte sag. Til hjælp for udarbejdelse af vilkår er der i tabel 3.11.2 vejledende grænseværdier for en række stoffer. Grundlaget for udarbejdelsen af de vejledende grænseværdier er beskrevet i dette afsnit, og kan bruges som udgangspunkt for en vurdering af vilkår i en konkret sag.

Det er en forudsætning at have foretaget en ABC-vurdering af de organiske stoffer inden der tages stilling til, hvordan stofferne i praksis skal begrænses. Regulering af organiske stoffer efter ABC-modellen er beskrevet i afsnit 3.7. Ifølge de generelle principper for regulering af organiske stoffer, som de er beskrevet i afsnit 3.7.2, skal B-stoffer begrænses ved anvendelse af bedste, tilgængelige teknik og således, at eventuelle udlederkrav til renseanlægget overholdes og miljøkvalitetskrav i vandområdet nedstrøms renseanlægget kan forventes opfyldt. Principperne anvendes også for de A-stoffer, hvor stofferne ikke kan substitueres og udledningen er begrænset mest muligt.

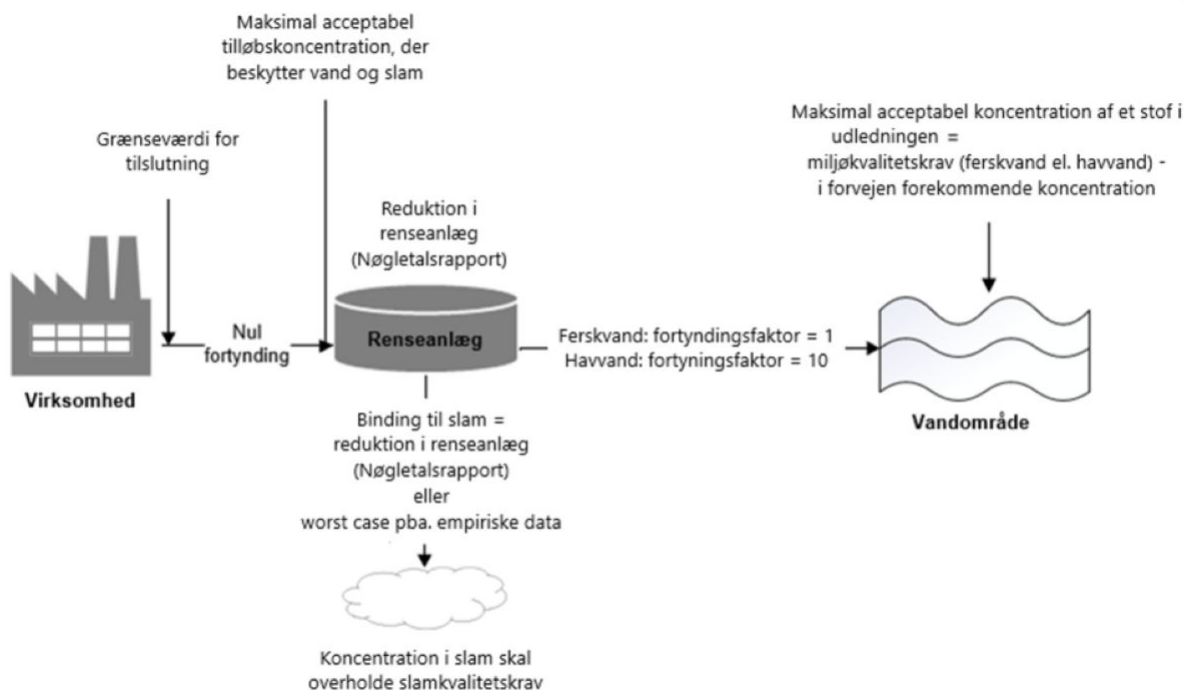
Fastsættelse af kravværdier, der sikrer overholdelse af de miljømæssige kvalitetskrav kan bestemmes på baggrund af en konkret vurdering af:

- Fortynding i afløbssystemet.
- Skæbne i renseanlæg, herunder nedbrydning og adsorption til slam.
- Eventuelle krav i renseanlæggets udledningstilladelse.
- Fortynding ved udledning til vandområde.
- Kvalitetskrav for vandmiljøet, jf. afsnit 3.5.
- Kvalitetskrav for slam, jf. afsnit 3.4.
- I forvejen forekommende koncentration i det modtagende vandområde.

De tre første punkter (fortynding i afløbssystemet, skæbne i renseanlægget og krav i renseanlæggets udledningstilladelse) bør indgå i vurderingen og udarbejdelsen af en tilslutningstilladelse. De sidste fire punkter (fortynding ved udledning, kvalitetskrav for vandmiljø, kvalitetskrav for slam og i forvejen forekommende koncentration) bør være vurderet i forbindelse med udarbejdelsen af renseanlæggets udledningstilladelse og derfor være indeholdt i denne.

Til udarbejdelse af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier er der taget udgangspunkt i spildevandets vej fra virksomhedens tilledning til kloak, gennem renseanlæg og ud i vandmiljøet med indregnet fortynding i vandmiljøet. Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier er udarbejdet ved at ”regne baglæns” med udgangspunkt i overholdelse af miljøkvalitetskrav i det modtagende vandområde for renseanlæggets udløb, fortynding til vandområdet og tilbage til virksomhedens tilledning. Princippet er illustreret på figur 3.11.1.

Det er således hele spildevandets vej fra virksomhed til udledning i det modtagende vandområde, som danner grundlag for de vejledende grænseværdier i tabel 3.11.2.



Figur 3.11.1: Principskitse for beregning af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for tilslutning af industrispildevand til spildevandsselskabernes renselanlæg både for organiske stoffer og metaller.

Miljøkvalitetskrav i det modtagende vandområde og krav i renselanlæggets udledningstilladelse

Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier tager udgangspunkt i overholdelse af miljøkvalitetskrav for overfladevand. Miljøkvalitetskrav til vandområderne fremgår af tabel 3 og 5 i bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

Ved fastsættelse af vilkår i en tilslutningstilladelse, herunder grænseværdier, skal det sikres, at miljøkvalitetskravene for det modtagende vandområde for renselanlægget sikres opfyldt. Miljøkvalitetskrav for hhv. ferskvand og havvand vil principielt være den maksimalt acceptable koncentration af et stof i renselanlæggets udledning, når der er taget højde for initialfortyndingen i det modtagende vandområde. Der kan forekomme miljøkvalitetskrav for både vand, biota og sediment. Der tages udgangspunkt i det mest kritiske ved udarbejdelse af vilkår for en tilladelse.

Vurdering af det modtagende vandområde – marint eller ferskvand?

I mange tilfælde er det åbenlyst om et modtagende vandområde er marint eller fersk, og dermed hvilke vejledende grænseværdier, miljøkvalitetskrav og –kriterier der skal anvendes. Dette er dog ikke altid tilfældet, f.eks. i overgangsområder mellem å og fjord. Til vurdering af om et vandområde er marint eller fersk kan MiljøGIS anvendes. På Miljøstyrelsens hjemmeside under MiljøGIS – data om natur og miljø på webkort findes link til MiljøGIS for offentliggørelse af vandområdeplaner 2021-2027. Under fanen VP3 – Vandområdernes afgrænsning i kortets venstre side vælges enten vandløb, søer eller kystvande. For at vurdere om renselanlæggets udløb er til fersk eller marint vand, sammenlignes markeringen på MiljøGIS-kortet med renselanlæggets udledningspunkt. Kystvande sidestilles i denne sammenhæng med marint vand, mens søer og vandløb sidestilles med ferskvand. Husk, at ved fastsættelse af vilkår i en tilladelse, skal der altid laves en konkret vurdering af de lokale forhold.

I forvejen forekommende koncentration

Ved udledning af rensed spildevand til et vandområde skal der tages hensyn til den i forvejen forekommende koncentration af stofferne i vandmiljøet, så det sikres, at den samlede koncentration i vandområdet overholder miljøkvalitetskravene. De vejledende grænseværdier i tabel 3.11.2 tager ikke hensyn til en i forvejen forekommende koncentration, da den vil variere fra sted til sted, og der ikke kan defineres én fælles forekommende koncentration i alle danske vandmiljøer. Ved ikke at tage hensyn til bidrag fra andre forureningskilder er der risiko for at de vejledende grænseværdier er sat for højt i forhold til at overholde miljøkvalitetskravene i vandområdet.

Der bør foretages en konkret vurdering og eventuel skærpelse i forhold til de vejledende grænseværdier, hvis den lokale myndighed har kendskab til en i forvejen forekommende koncentration i det modtagende vandområde.

Naturlig baggrundskoncentration

For en række metaller eksisterer der en naturlig baggrundskoncentration. Som det fremgår af bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål skal miljøkvalitetskravet tilføjes den naturlige baggrundskoncentration. De vejledende grænseværdier for arsen (kun marint vand), kobber, zink, barium, bor, molybdæn (kun marint vand) og vanadium tager højde for en beregnet naturlig baggrundsværdi.

Forefindes viden om den naturlige baggrundskoncentration i det konkrete vandområde, bør denne indgå i beregningen for fastsættelse af vilkår i en tilladelse.

Fortynding ved udledning til vandområde

Ved fortynding forstås fortyndingen i selve den opstigende spildevandsstråle med det omgivende vand ved udledning, inden spildevandet indlejres i vandmiljøet.

Det er ikke muligt generelt at fastsætte eksakte størrelser for fortynding ved udledning fra et spildevandsforsynings renseanlæg. Fortynding ved udledning til marine vandområder er lokalt typisk 10-50 gange, og ved udledning til ferske vande er der i nogle tilfælde næsten ingen fortynding. De vejledende grænseværdier angivet i tabel 3.11.2 er udregnet med et konservativt udgangspunkt, der er anvendt en fortyndingsfaktor 10 for marine vandområder og ingen fortynding, dvs. fortyndingsfaktor 1, i ferskvandsområder. Den konkrete vurdering som tilladelsesmyndigheden altid skal foretage i forbindelse med udarbejdelse af tilladelse, kan vise mulighed for højere eller lavere fortyndingsfaktor.

I den udstrækning der i renseanlæggets udledningstilladelse er udlagt en blandingszone efter bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer, vil der til brug for beregning af blandingszonen være data om fortyndingen omkring udløbet i det konkrete vandområde.

Hvis der ikke er udlagt en blandingszone omkring udløb fra renseanlægget, henvises der til svar nr. 68 om blandingszoner i vejledningen til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer.

Skæbne i renseanlægget

Kommunen kan anvende indløbs- og udløbsdata for det konkrete renseanlæg til bestemmelse af tilbageholdelsesgrader for specifikke stoffer, såfremt dette foreligger. For stoffer, som indgår i det nationale overvågningsprogram NOVANA, kan der være nyttige oplysninger til vurdering af stoffers skæbne i renseanlæg i Nøgletalsrapporten. Nøgletalsrapporten angiver typiske koncentrationer af en række stoffer i indløb og udløb fra forsyningernes renseanlæg, og hvor det er muligt, er tilbageholdelsesgraden beregnet. I Nøgletalsrapportens kapitel 3.4 og 3.5 er således angivet reduktionsprocenter, som er beregnet på det mest sikre statistiske grundlag. For stoffer, hvor der ikke findes reduktionsprocenter i kapitel 3.4 eller

3.5, kan reduktionsprocenter eventuelt beregnes ud fra de mere usikre nøgletal for indløb og udløb i bilag 1 til Nøgletalsrapporten.

De vejledende grænseværdier er beregnet ud fra tilbageholdelsesgraden i Nøgletalsrapporten for et MBNDK-renseanlæg.

Nogle stoffer vil i høj grad adsorbere til slammet frem for at blive nedbrudt i renseanlægget eller blive udledt til vandområdet med det rensede spildevand. For at slammet efterfølgende kan spredes ud på landbrugsjord må det leve op til slamkvalitetskrav bekræftet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål. Kravværdier stillet som vilkår i en tilslutningstilladelse må altid tage udgangspunkt i den mest kritiske parameter af slamkvalitetskrav og miljøkvalitetskrav. De vejledende grænseværdier tabel 3.11.2 er bestemt ud fra dette udgangspunkt.

0-fortynding i kloaksystemet

I de fleste tilfælde sker der ved tilslutning af spildevand til kloaksystemet en betydelig opblanding med andet industrispildevand og med husholdningsspildevand. Det anbefales som udgangspunkt, at kravfastsættelsen ikke baseres på forskellige grader af fortynding eller opblanding i kloaksystemet, men i stedet på et princip om, at alt spildevand, der ledes til kloaksystemet, skal være af en sådan beskaffenhed, at det kan behandles på det efterfølgende renseanlæg i ufortyndet form. Anbefalingen begrundes også i, at der generelt kan fjernes mere forurenende stof ved rensning ved kilden, hvor koncentrationen er høj, end ved rensning på renseanlæg, hvor koncentrationen ofte er lav på grund af fortynding i renseanlægget. Rensning ved kilden betegnes generelt som BAT, se afsnit 4.1.1.

Når der findes tilstrækkelig viden om kloaksystemet og dets spildevandstilledere kan der dog indregnes fortynding i forbindelse med en konkret vurdering. En indregning af fortyndingen kræver et udbygget kendskab til bidrag fra alle de øvrige kilder i oplandet, herunder hvad der kommer fra husholdninger. Det skal endvidere være muligt for andre virksomheder at udlede det samme stof i fremtiden. Et sådant kendskab til kildebidrag vil i mange tilfælde være umuligt at etablere, og specielt vil det være vanskeligt at følge med i variationerne i kildernes bidrag.

Beregning af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand

Nedenstående formler er anvendt til beregning af de vejledende grænseværdier.

Formlerne kan anvendes som inspiration til udarbejdelse af kravværdier i en tilslutningstilladelse. Den lokale myndighed bør inddrage viden fra den konkrete sag ved beregning af kravværdier for en tilladelse.

$$C_{\text{spildevand}} \leq \text{MKK} * \text{FT} * \frac{100}{100 - \text{TH}\%}$$

Hvor:

C_{spildevand} er koncentrationen i virksomhedens tilsluttede spildevand, som her ligestilles med indløbskoncentrationen i renseanlægget iht. princippet om 0-fortynding.

FT er fortyndingen ved renseanlæggets udløb til hhv. marint eller ferskvand.

MKK er miljøkvalitetskravet for vandfasen for enten fersk eller marint vand.

TH% er tilbageholdelsen i renseanlægget angivet i procent. TH% findes for en række stoffer i Nøgletalsrapporten.

Beregning af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand for metaller

For en række metaller gælder miljøkvalitetskrav i vand kun for den del af metallet, som er opløst, jf. bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål bilag 2. Dette er gældende for metallerne antimon, arsen, barium, bor, chrom, cobolt, kobber, mangan, molybdæn, selen, strontium, sølv, thallium, vanadium, zink, cadmium, bly, kviksølv og nikkel. Det betyder, at den totale koncentration af metal i renseanlæggets udløb kan være højere, idet en del af metallet vil være bundet til partikler i vandmiljøet efter udledning, og kan sedimentere. Metallens fordeling mellem den opløste og den partikulært bundne fraktion er afhængig af stoffernes fordelingskoefficient, K_D . Den vejledende grænseværdi for total metal i det tilsluttede spildevand ($C_{\text{spildevand, Total}}$) er derfor beregnet under hensynstagen til metallens fordeling mellem den opløste og partikulært bundne fraktion:

$$C_{\text{spildevand, Total}} \leq \text{MKK} * (1 + \text{SS} * K_D) * \text{FT} * \frac{100}{100 - \text{TH}\%}$$

Hvor:

K_D er fordelingskoefficienten mellem suspenderet stof og vand for metallet (L/kg).

SS er suspenderet stof i det modtagende vandområde.

Til beregning af de vejledende grænseværdier for metaller er anvendt en værdi for suspenderet stof på 7,4 mg/L. Denne værdi er baseret på data fra Overfladevandsdatabasen ODA og kan anvendes for både marint vand og ferskvand.

Til beregning af kravværdier i en tilslutningstilladelse anvendes om muligt data fra måling af suspenderet stof i det konkrete modtagende vandområde.

Fordelingskoefficienten mellem suspenderet stof og vand for metaller (K_D) indgår ligeledes i beregningerne. Der er en iboende stor usikkerhed i bestemmelsen af denne for metaller, da den i høj grad er afhængig af pH-forhold, samt karakteren af det suspenderede stof. Det vides for eksempel, at lerindhold og organisk kulstof er væsentlige parametre. Nedenstående værdier for K_D (se tabel 3.11.1) anvendes i beregningen af de vejledende grænseværdier for tilledningen af metaller.

Ved fastsættelse af kravværdier i en tilslutningstilladelse anvendes fordelingen i det konkrete modtagende vandområde. Forefindes der ikke information om fordelingen i det konkrete modtagende vandområde kan værdierne i tabel 3.11.1 anvendes.

Tabel 3.11.1: Fordelingskoefficienten (K_D) for udvalgte metaller.

Stof K_D (L/kg)

Arsen 3.600

Bly 21.000

Cadmium 2.200

Chrom 5.877

Kobber 30.246

Nikkel 7.079

Zink 30.800

Antimon 685

Barium 35.302

Bor 154

Molybdæn 1.366

Tin 3.428

Vanadium 5.754

Værdierne for K_D i tabel 3.11.1 er enten beregnet ud fra fjernelsesgraden i renseanlæg fra Nøgletalsrapporten, Simple Treat en del af EUSES som anvendes til miljørisikovurdering i EU eller EQS-dokumenter⁶³⁾ (datblade over stoffets miljøeffekter mv.).

I bilag 5 er vist et eksempel på beregning af en grænseværdi for bly ved udledning til henholdsvis ferskvand og havvand, samt vurdering ift. slamkvalitetskrav.

Beregnet vejledende grænseværdi i tilsluttet spildevand, som sikrer overholdelse af slamkvalitetskrav

Anvendes spildevandsslammet fra renseanlæg til jordbrugsformål, skal grænseværdierne for det tilledte spildevand fastsættes, så det genererede spildevandsslam overholder grænseværdier for slam, som er angivet i bekendtgørelsen om anvendelse af affald til jordbrugsformål. Stofferne i spildevandet bør derfor vurderes både i forhold til miljøkvalitetskrav/kriterier for vand og slamkvalitetskrav. På denne måde kan grænseværdien fastsættes ud fra det mest kritiske hensyn.

Den vejledende grænseværdi i det tilsluttede spildevand er beregnet ud fra nedenstående formel, når koncentrationsgrænsen for stoffet i slammet skal overholdes:

$$C_{\text{spildevand}} \leq GV_{\text{slam}} * \frac{M}{Q} * \frac{100}{TH\%}$$

Hvor:

M er den daglige slamproduktion for renseanlægget.

Q er det daglige flow i renseanlægget.

GV slam er grænseværdien for slammet som angivet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål.

For metallerne er det antaget at al fjernelse i renseanlægget sker med slammet, da metaller ikke nedbrydes.

Forholdet mellem slamproduktionen og flowet i renseanlægget angiver mængden af overskudsslam pr. m³ spildevand tilført renseanlægget. Hvis den ikke er kendt for det konkrete anlæg, kan et udgangspunkt på 250 g/m³ anvendes. Dette niveau er typisk for biologiske renseanlæg med næringssaltfjernelse, men kan variere betydeligt anlæggene imellem.

Alternativt kan der anvendes matematiske modeller (f.eks. 'Simpletreat', som kan downloades fra det Hollandske National Institute for Public Health and the Environment). Ved anvendelsen af sådanne

modeller er det nødvendigt at 'kalibrere' modellen til det aktuelle renseanlæg, og dette giver naturligvis samtidig en mulighed for at foretage en mere specifik vurdering. Anvendelsen af sådanne simuleringsmodeller er dog ikke simpelt, bl.a. fordi de kræver korrekt input af stofs specifikke data.

3.11.1 Sammenfatning: Den konkrete vurdering for at stille vilkår

Det er ikke muligt at lave en udtømmende liste over stoffer, som det kan være relevant at stille vilkår til ved tilslutning af spildevand til spildevandsanlæg, men i de ovenstående afsnit er en række hyppigt forekommende stoffer og deres påvirkning af miljøet beskrevet.

Det skal understreges, at der er tale om generelle vejledende anbefalinger. Det betyder, at anbefalingerne forudsættes at indgå som et generelt udgangspunkt for den konkrete vurdering ved udarbejdelse af en tilslutningstilladelse. Tilladelsesmyndigheden skal således, på baggrund af en konkret vurdering af nedenstående forhold, fastsætte de endelige kravværdier i tilslutningstilladelsen. Dette gælder også for stoffer, hvor der ikke er udgivet vejledende grænseværdier, hvis dette er relevant af hensyn til beskyttelsen af vandmiljøet.

- Anvendelse af bedste tilgængelige teknik.
- Spildevandsplanen.
- Fortynding/opblanding i kloaksystemet kan anvendes på baggrund af konkret viden*.
- Renseanlæggets kapacitet samt krav og vilkår i renseanlæggets udledningstilladelse, fjernelsesgrader, herunder nedbrydning og adsorption til slam.
- Fortyndingsforhold og blandingszoner ved udledning fra renseanlægget.
- Det modtagende vandområdes mål og tilstand samt i forvejen forekommende forureningskoncentration.
- Overholdelse af miljøkvalitetskrav for vand, sediment og biota, jf. bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.
- Grænseværdier for slam, jf. bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål

*Vejledningen anbefaler som udgangspunkt, at kravfastsættelsen ikke baseres på forskellige grader af fortynding eller opblanding i kloaksystemet. Ved tilstrækkelig viden om kloaksystemet og alle dets spildevandstilledere kan der dog indregnes fortynding i forbindelse med en konkret vurdering.

Tabel 3.11.2 Sammenfatning af vejledende grænseværdier for afledning af industrispildevand med henvisninger til uddybende omtale. Den vejledende grænseværdi er fastsat ud fra hen-syn til det mest kritiske miljøkvalitetskrav eller slamkvalitetskrav, angivet i bekendtgørelse om fastlæggelse om miljømål og bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsfor-mål. Bemærk, at krav til prøvetagning er beskrevet mere nuanceret i afsnit 6.2.

Kontrolparameter	Vejledende grænseværdi for ferskvand	Vejledende grænseværdi for havvand	Bemærkninger og henvisninger til nærmere omtale
Olie og fedt	50 mg/L	50 mg/L	Omtalt i afsnit 3.8. Analysemetode angivet i bilag 3.
Mineralsk olie	20 mg/L	20 mg/L	Omtalt i afsnit 3.8. Analysemetode angivet i bilag 3.

Cyanider total	1 mg/L*	1 mg/L*	Miljøstyrelsens notat om forslag til vejledende grænseværdier for sølv og cyanid Bør suppleres med en vurdering af, om cyanid kan forventes at forekomme som frit cyanid, jf. 3.10.4. Analysemetode angivet i bilag 3.
Chlorid	1000 mg/L*	1000 mg/L*	VAV-meddelelse om grænseværdier for industriaffald ⁶⁴⁾ Omtalt i afsnit 3.10.3. Analysemetode angivet i bilag 3.
Sulfat	500 mg/L*	500 mg/L*	Hvidtved-Jacobsen et. al Miljøstyrelsens miljøprojekt om Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger. Omtalt i afsnit 3.10.3. Analysemetode angivet i bilag 3.
Arsen	9,8 µg/L (Ferskvand)	13 µg/L (Havvand)**	
Bly	7,3 µg/L (Ferskvand)	37 µg/L (Slam)	Omtalt i afsnit 3.9.1
Cadmium	0,15 µg/L (Ferskvand)	0,45 µg/L (Slam)	Omtalt i afsnit 3.9.2
Chrom	10 µg/L (Ferskvand)	38 µg/L (Slam)	Omtalt i afsnit 3.9.3
Kobber	45 µg/L (Ferskvand)	100 µg/L (Havvand)**	
Kobolt	10 µg/L* (Ferskvand)	10 µg/L* (Havvand)	Miljøstyrelsens notat om Grænseværdier for udvalgte stoffer ⁶⁵⁾
Kviksølv	3 µg/L* (Slam)	3 µg/L* (Slam)	Miljøstyrelsens miljøprojekt om Tilslutning af industrispildevand til kommunale renselanlæg. Omtalt i afsnit 3.9.2
Molybdæn	30 µg/L** (Ferskvand)	30 µg/L** (Havvand)	Miljøstyrelsens notat om Grænseværdier for udvalgte stoffer
Nikkel	7,8 µg/L (Ferskvand)	16 µg/L (Slam)	Omtalt i afsnit 3.9.1

Selen	8 µg/L* (Slam)	8 µg/L* (Slam)	Miljøstyrelsens notat om Grænseværdier for udvalgte stoffer
Sølv	250 µg/L*	250 µg/L*	Miljøstyrelsens notat om forslag til vejledende grænseværdier for sølv og cyanid
Tin	4,7 µg/L (Ferskvand)	4,7 µg/L (Havvand)	
Zink	77 µg/L (Ferskvand)	660 µg/L (Havvand)	
Antimon	150 µg/L (Ferskvand)	150 µg/L (Havvand)	
Barium	320 µg/L (Ferskvand)	1400 µg/L (Havvand)	
Bohr	170 µg/L (Ferskvand)	5100 µg/L (Havvand)	
Vanadium	11 µg/L (Ferskvand)	140 µg/L (Havvand)	
Dimethylnaphtalener	1,2 µg/L (Ferskvand)	12 µg/L (Havvand)	
Naphtalen	11 µg/L (Ferskvand)	110 µg/L (Havvand)	
Toluen	740 µg/L (Ferskvand)	740 µg/L (Havvand)	
DEHP	7 µg/L (Ferskvand)**	7 µg/L (Slam)**	
Dibutylphthalat	5,2 µg/L (Ferskvand)	5,2 µg/L (Havvand)	
Bisphenol A	0,38 µg/L (Ferskvand)	0,38 µg/L (Havvand)	
Nonylphenoler	2,1 µg/L (Ferskvand)	6,3 µg/L (Slam)	
Phenol	770 µg/L (Ferskvand)	770 µg/L (Havvand)	
2,4,6-trichlorphenol	1,3 µg/L (Ferskvand)	13 µg/L (Havvand)	
2,4-dichlorphenol	0,42 µg/L (Ferskvand)	4,2 µg/L (Havvand)	
Chloroform	10 µg/L (Ferskvand)	100 µg/L (Havvand)	
TCPP	1400 µg/L (Ferskvand)	1400 µg/L (Havvand)	
Tributylphosphat	680 µg/L (Ferskvand)	680 µg/L (Havvand)	
Triphenylphosphat	3,1 µg/L (Ferskvand)	3,1 µg/L (Havvand)	
Salicylsyre	1700 µg/L (Ferskvand)	1700 µg/L (Havvand)	
PFOS	0,00065 µg/L (Ferskvand)	0,0013 µg/L (Havvand)	
LAS	700 µg/L (Slam)**	700 µg/L (Slam)**	
PFAS24 1)	0,044 µg/L	0,044 µg/L	

⁶⁴⁾ VAV-meddelande M20 af oktober 1983 af Svenska vatten- och avloppsverksforeningen om Industriavlopp-gränsvärden. Villkor för utsläpp av skadliga ämnen i kommunal avloppsanläggning

⁶⁵⁾ Miljøstyrelsens notat af oktober 2002 om grænseværdi for udvalgte stoffer ved afledning til renselanlæg. LAS, DEHP, PAH'er og tungmetaller

Noter:

1) Målt som PFOA-ækvivalenter. Se afsnit 3.7.4

* Den vejledende grænseværdi er ikke taget op til revision i denne udgave af vejledningen. Den vejledende grænseværdi fra Tilslutningsvejledningen fra 2006 derfor bibeholdt. Den vejledende grænseværdi tages til revision ved kommende opdatering af vejledningen.

** Iht. beskrivelse i afsnit 1.1.1, punkt v. i denne vejledning er den vejledende grænseværdi fra Tilslutningsvejledningen fra 2006 bibeholdt.

Tabel 3.11.3 Sammenfatning af fysisk/kemiske grænseværdier for afledning af industrispilde-vand med henvisninger til uddybende omtale. Bemærk, at krav til prøvetagning er mere nuanceret beskrevet i afsnit 6.2.

Kontrolparameter	Grænseværdi	Bemærkninger og henvisninger til nærmere omtale
Temperatur maksimum	50oC	Ved spildevand indeholdende flygtige stoffer kan det være nødvendigt med en lavere maksimal temperatur.
Vandmængde maksimum		Omtalt i afsnit 3.10.1.
pH minimum	6,5	Bør registreres over længere perioder, f.eks. 14 dage. Spidsværdier til pH 4 og 10 kan accepteres i 10 % af tiden målt over en time. Omtalt i afsnit 3.10.3. Analysemetode angivet i bilag 3.
pH maksimum	9,0	
Bundfældeligt stof	50 mL/L	Omtalt i afsnit 3.10.2. Analysemetode angivet i bilag 3.
Suspenderet stof	500 mg/L	Omtalt i afsnit 3.10.2. Analysemetode angivet i bilag 3.
Nitrifikationshæmning - ved 200 mL/	< 50% < 20% vejledende krav	50 % anbefales som juridisk bindende krav og 20 % som vejledende krav ved test fortynding 200 mL/L. Omtalt i afsnit 3.10.7. Analysemetode angivet i bilag 3.

4. Bedste, tilgængelige teknik

Bedste, tilgængelige teknik (BAT = Best Available Techniques) er et bærende element i miljøbeskyttelsesloven. I dette kapitel er det beskrevet, hvordan virksomheder og myndigheder kan gribe arbejdet med BAT an, og hvor der kan hentes yderligere information om emnet.

4.1 Krav om BAT

At blive stillet over for kravet om at anvende BAT rejser spørgsmålet, hvad man reelt skal forstå med BAT, og hvordan en virksomhed skal dokumentere anvendelse af BAT.

4.1.1 Hvad er BAT?

Miljøbeskyttelsesloven § 3, pålægger den enkelte virksomhed at anvende den bedste, tilgængelige teknik, således at forureningen ud fra en samlet betragtning bliver mindst mulig.

Ved vurderingen af, hvad der er bedste, tilgængelige teknik, skal der først og fremmest lægges vægt på at forebygge forureningen ved at anvende renere teknologi. Herunder skal den uundgåelige forurening søges begrænset mest muligt ved forureningsbegrænsende foranstaltninger, herunder bedst mulig rensning.

Med udtrykket "bedste, tilgængelige teknik" menes det mest avancerede trin i udviklingen af

aktiviteter, processer og driftsmetoder, som på vurderingstidspunktet er mest effektiv til at forhindre eller begrænse forurening fra en bestemt branche. Det skal understreges at ved udstedelse af tilladelse, kan

myndighed stille vilkår svarende til emissionsniveauet opnået ved BAT, men ikke at en virksomhed anvender en bestemt teknik, som betragtes som BAT.

BAT for en række virksomhedstyper, der er omfattet af godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1, udsendes af EU-kommisionen som BAT reference documents (BREF-dokumenter). BREF-dokumenter opsummeres i BAT-konklusioner, som udgives i EU-tidende.

Et gennemgående træk i BAT-konklusionerne er, at det betragtes som BAT at rense spildevand ved kilden og derfor om muligt ikke at sammenblande forskellige spildevandsstrømme. Læs mere om BAT-konklusioner i afsnit 4.3.2.

Teknisk og økonomisk gennemførlig

Det forudsættes, at teknikken er afprøvet - herhjemme eller i udlandet - i en skala, der gør den relevant for den pågældende branche. Det er en integreret del af BAT, at der i forbindelse med fastlæggelse heraf skal foretages en vurdering af, hvad der i almindelighed er økonomisk og teknisk muligt for den enkelte branche som sådan. Hertil kommer, at de økonomiske omkostninger skal stå i rimeligt forhold til miljøeffekteten – der er med andre ord krav om proportionalitet. For virksomheder omfattet af godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1 er relevante BAT-konklusioner dog bindende, hvorfor de skal lægges til grund for afgørelsen om tilslutningstilladelse.

Parametre til vurdering af BAT

Når det bestemmes, hvad der er den bedste, tilgængelige teknik for en bestemt branche, tænkes ikke kun på "teknik" i snæver forstand, men også på for eksempel:

- Hvordan anlægget konstrueres bygges, vedligeholdes, drives og afvikles.
- Tidssvarende produktionsgange.
- Mulighederne for at erstatte farlige stoffer med mindre farlige stoffer.
- Teknologier, der danner mindst mulig affald.
- Genanvendelse og genvinding.
- Råvareudnyttelse.
- Energieffektivitet.

Også uddannelse af medarbejdere i god miljøpraksis har indflydelse på driften af en virksomhed.

Omtalen af BAT og renere teknologi fokuserer i denne vejledning på spildevandsrelaterede problemstillinger, men ved en konkret vurdering af en virksomheds forurening skal der ligeledes tages hensyn til luftforurening og støj. Samtidig skal der tages højde for det affald, der dannes på virksomheden, og til behovet for at spare på naturressourcerne og på energiforbruget. Idéen er, at man ikke skal kunne løse miljøproblemerne ved at flytte forureningen fra vand til luft eller jord - eller omvendt.

4.1.2 Dokumentation for anvendelse af BAT

Ansøgning

Kravet om anvendelse af BAT indebærer, at virksomheder, der søger om tilladelse til afledning af spildevand, over for myndighederne skal fremlægge dokumentation for, at det ansøgte bygger på anvendelsen af BAT. Det påhviler den enkelte virksomhed at undersøge og vurdere virksomhedens muligheder for at anvende BAT.

Anvendes stoffer, der ifølge ABC-vurderingen er angivet som A-stoffer, og disse ikke er elimineret/søges elimineret i spildevandet, skal virksomheden redegøre for årsagen til at stofferne ikke substitueres. Som det fremgår af afsnit 4.1.1, skal der redegøres for renseforanstaltninger for eventuel forrensning af

spildevandet før tilslutning til et spildevandsforsynings renseanlæg. Herunder skal der redegøres for, at den foreslåede renseforanstaltning lever op til BAT.

Myndigheden skal vurdere ansøgningens oplysninger og konklusioner og om nødvendigt anmode om yderligere dokumentation. På dette grundlag træffer myndigheden efter en konkret vurdering afgørelse om vilkår for spildevandsafledningen.

For virksomheder omfattet af godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1 og dertil relevante BAT-konklusioner, har Miljøstyrelsen udarbejdet BAT-tjeklister⁶⁶⁾, som kan anvendes som redegørelse for BAT. De findes på Miljøstyrelsens hjemmeside: Liste over alle BREF dokumenter. Tjeklisterne er udarbejdet som en hjælp til virksomheder og myndigheder. BAT-tjeklisterne omfatter alle miljøforhold, herunder også i et vist omfang spildevand.

Grundlag for påbud

Har en myndighed begrundet formodning om, at en spildevandsafledning ikke er søgt begrænset mest muligt, kan myndigheden efter miljøbeskyttelsesloven §72, anmode virksomheden om at redegøre for mulighederne for at anvende den bedste, tilgængelige teknik og på dette grundlag (efter miljøbeskyttelseslovens §§ 75 og 30) varsle og påbyde reviderede vilkår. Myndigheden kan dog ikke påbyde virksomheden at anvende en bestemt teknologi, men kan stille vilkår svarende til det niveau, der er opnåeligt ved at anvende BAT.

Ændring af teknologi

Ønsker en virksomhed på eget initiativ at tage en ny og eventuel renere teknologi i anvendelse, bør virksomheden inddrage tilsynsmyndigheden med henblik på at få afklaret, om den ønskede ændring kræver reviderede vilkår for spildevandsafledningen. Det forudses, at en ændret teknologianvendelse i mange tilfælde ikke vil give anledning til reviderede vilkår.

Dog kan det ske, at en ændring af teknologi medfører øget forurening, afledning af andre stoffer eller forøgede mængder udover, hvad der lå til grund for vilkårene i den eksisterende tilladelse. I en sådan situation er virksomheden forpligtet til at ansøge om fornyet tilladelse. Såfremt dette ikke sker må tilsynsmyndigheden indskærpe at forholdene lovliggøres efter miljøbeskyttelsesloven §§ 68 og 69. Se i øvrigt mere herom i afsnit 2.2.

Omlægning af en virksomheds aktiviteter ud fra princippet om BAT kan undtagelsesvist medføre en forøget spildevandsbelastning. Dette vil være acceptabelt i de tilfælde, hvor myndigheden vurderer, at virksomhedens samlede miljøbelastning minimeres, og hvor myndigheden vurderer det acceptabelt af hensyn til arbejdsmiljøet, afløbssystemet, renseanlægget, slammet og vandmiljøet.

4.2 Efterlevelse af BAT

Mange aspekter skal inddrages ved vurdering af, om en virksomhed anvender BAT. I dette afsnit trækkes de væsentligste aspekter frem.

4.2.1 Teknologi og drift

For at vurdere om en virksomhed anvender BAT, er det nødvendigt at se på virksomheden fra forskellige vinkler. De forhold på en virksomhed, der giver anledning til miljøpåvirkninger, kan principielt opdeles i:

- Teknologien, dvs. det materiel, der anvendes, og de processer, der udføres.
- Driften, der er måden, hvorpå teknologien anvendes og processen udføres.

Dette gælder ikke alene for virksomhedens hovedaktivitet, men også for de forskellige hjælpeoperationer.

Teknologi

Bidraget fra teknologien vil afhænge af, hvordan processen i praksis er opbygget, dvs. hvilke enhedsoperationer der anvendes, og karakteren af det pågældende udstyr. Eksempler på forskellige tiltag, der kan begrænse miljøpåvirkningen fra teknologien, er:

- Substitution af miljømæssigt problematiske stoffer.
- Udskiftning af nedslidte maskiner til tilsvarende med bedre miljøspecifikationer.
- Recirkulering af vand og delstrømme.
- Separering og genanvendelse af spildstrømme.

Drift

Bidragene fra driften vil afhænge af en lang række forhold vedrørende styringen af teknikken, herunder specielt driftspersonalets instruktion og motivation. BAT i relation til driften betegnes ofte driftsoptimering eller 'god husholdning'. Eksempler på forskellige tiltag, der kan begrænse miljøpåvirkningen fra driften, er:

- Driftsprocedurer og manualer for produktion, hjælpeoperationer og vedligeholdelse.
- Uhelds- og risikoplanlægning.
- Miljømæssig bevidstgørelse af medarbejdere, f.eks. ved uddannelse og træning.
- Forbedret instruktion i forbindelse med f.eks. opstarts- og nedlukningssituationer.

4.2.2 Hjælpeoperationer

Eksempler

Ved gennemgang og vurdering af indsatsmulighederne for BAT er det væsentligt ikke kun at fokusere på selve produktionsprocessen, men også at se på de tilknyttede hjælpeoperationer. Eksempelvis vil mange virksomheder i forskelligt omfang have:

- Kraftforsyning og anden energifremstilling.
- Køleanlæg.
- Visse typer luftrensning.
- Rengøringsoperationer.
- Laboratorier.
- Værksteder.

Driften af disse hjælpeoperationer vil potentielt kunne give anledning til ikke uvæsentlige spildevandsafledninger. Derudover kan også oplag af råvarer og produkter give anledning til spildevandsafledning i forbindelse med eventuelle uheld og spild.

Det anbefales at pladser med olier og kemikalier etableres uden afløb og overdækket, så der ikke sker afledning af overfladevand herfra.

4.2.3 Stofsubstitution

Metoder til reduktion

Vurdering af BAT i relation til spildevand har ofte udgangspunkt i begrænsning i afledningen af stoffer, der er uønskede i spildevandet. Dette kan ske dels ved:

- At begrænse eller helt undgå anvendelsen af de pågældende stoffer.
- At undgå, at de pågældende spildevandsstrømme afledes til kloak.
- At udskifte/substituere de uønskede stoffer med mere miljøvenlige stoffer.

Information fra leverandør

Ved ansøgning om tilladelse til afledning af spildevand til kloak skal virksomheden som tidligere nævnt redegøre for anvendelsen af BAT. I relation til stofsubstitution kræver dette en række oplysninger om de stoffer og produkter, der anvendes på virksomheden. Hvis virksomheden ikke selv ligger inde med de nødvendige oplysninger, må virksomheden skaffe disse fra underleverandører.

4.2.4 Den kombinerede fremgangsmåde

I følge bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer §5, skal udledning af forurenende stoffer altid begrænses vha. BAT. Derudover står der i §5, stk. 2, at udledning skal begrænses ved den kombinerede fremgangsmåde. Dvs. hvis BAT ikke er tilstrækkeligt for, at udledning ikke sikrer overholdelse af miljøkvalitetskrav, må der stilles strengere vilkår i tilladelsen. Kravværdier i tilslutnings-tilladelserne fastsættes i øvrigt som angivet i kapitel 3.

4.3 Information om BAT

Der sker til stadighed en udvikling af den bedste, tilgængelige teknik. Det er netop hele ideen bag dette begreb.

En kilde til oplysninger om BAT inden for en bestemt branche er brancheforeninger. Disse foreninger har ofte betydelig viden om status inden for branchen.

En anden kilde til viden om BAT er Nordisk Ministerråd, som løbende publicerer rapporter om BAT for forskellige brancher. De kan findes på Nordisk Ministerråds hjemmeside under publikationer.

4.3.1 Miljøstyrelsens udgivelser om BAT

Når en virksomhed skal undersøge mulighederne for at anvende BAT, kan der blandt andet tages udgangspunkt i det materiale, der udsendes af Miljøstyrelsen. En del af materialet er udarbejdet med henblik på miljøgodkendelse af virksomheder, men kan i mange tilfælde også anvendes i forbindelse med spildevandstilladelser. Indledningsvist anbefaler vi at man orienterer sig på Miljøstyrelsens hjemmeside: BAT/BREF.

Miljøstyrelsens udgivelser omfatter derudover:

- Branchespecifikke bekendtgørelser.
- Brancheorienteringer.
- Branchevejledninger.

Brancheorienteringer

For en række brancher har Miljøstyrelsen udarbejdet brancheorienteringer med udgangspunkt i branchens forureningsproblemer samt mulighederne for at anvende renere teknologi. En brancheorientering vil typisk indeholde en generel beskrivelse af branchen og dens forureningsforhold samt en gennemgang af tilgængelige teknikker og metoder til at nedbringe forureningen.

Miljøstyrelsens brancheorienteringer omfatter p.t. brancherne varmforzinkning⁶⁷⁾, autoophugning⁶⁸⁾, galvanisering⁶⁹⁾, asfaltindustri⁷⁰⁾, farve- og lakindustri⁷¹⁾, autoværksteder⁷²⁾ og tekstilfarvning og tryk⁷³⁾. Form og indhold for den enkelte brancheorientering er fastlagt i samarbejde med branchen.

Branchevejledninger

For enkelte brancher er der udarbejdet egentlige branchevejledninger. Miljøstyrelsens

branchevejledninger omfatter p.t. overfladebehandling af skibe⁷⁴⁾, grovvarebranchen⁷⁵⁾ og forbrændingsanlæg⁷⁶⁾.

4.3.2 BAT-konklusioner

For virksomheder omfattet af bilag 1 til godkendelsesbekendtgørelsen udsender Europakommissionens løbende BAT-konklusioner og BREF-dokumenter. Disse indeholder:

- Generelle oplysninger om branchen.
- Generelle oplysninger om de industrielle processer i den pågældende branche.
- Data og information om aktuelle udlednings- og forbrugsniveauer for den pågældende branche hentet fra eksisterende virksomheder.
- De mest oplagte emissionsbegrænsende foranstaltninger inkl. oplysninger om de forbrugs- og emissionsstærsker, der kan opnås ved anvendelse af disse foranstaltninger.
- Omkostningerne ved disse foranstaltninger.
- Cross-media betragtninger.
- Vurdering af foranstaltningernes anvendelighed på nye såvel som gamle anlæg henholdsvis små eller store anlæg.
- En vurdering af, hvilke teknikker og forbrugs- og emissionsniveauer (BAT emissions levels), der helt generelt må anses for BAT med henblik på at angive et referenceniveau, som kan bidrage til bestemmelsen af BAT for den enkelte virksomhed.

Når der offentliggøres nye BAT-konklusioner, offentliggøres de på Miljøstyrelsens hjemmeside: Liste over alle BREF-dokumenter.

4.4 Krav om revurdering af tilslutningstilladelser for bilag 1-virksomheder

I godkendelsesbekendtgørelsen §44, er der krav om, at tilsynsmyndigheden skal tage en godkendelse af en bilag 1-virksomhed op til revurdering, når EU-kommissionen har offentliggjort en BAT-konklusion i EU-tidende, der vedrører virksomhedens hovedlistepunkt. Det samme er angivet i spildevandsbekendtgørelsen § 17.

I henhold til IE-direktivet skal nye BAT-konklusioner være overholdt senest 4 år efter de vedtagne BAT-konklusioner er offentliggjort i EU-tidende. BAT-konklusionerne kan indeholde bindende emissionsniveauer for indhold af stoffer i spildevand ledet til forsyningsselskabernes rensesanlæg. I så fald skal tilslutningstilladelsen sikre, at de bindende emissionsniveauer overholdes senest 4 år efter offentliggørelse af BAT-konklusionerne.

Det er kommunen som tilladelsesmyndighed, som skal tage initiativ til revurdering af tilslutningstilladelsen. Hvis staten er godkendelsesmyndighed for virksomheden ("s-mærket" på bilag 1 til godkendelsesbekendtgørelsen), skal kommunen og staten koordinere revurderingen af virksomhedens miljøgodkendelse og tilslutningstilladelse. Tilsvarende gør sig også gældende, når der er tale om revurdering af en tilslutningstilladelse til en bilag 2-virksomhed hvor staten er myndighed for listevirksomheden.

4.4.1 Revurdering

I henhold til spildevandsbekendtgørelsen § 17, stk. 4, skal tilladelsesmyndigheden træffe afgørelse om hvorvidt, vilkårene i en tilslutningstilladelse skal ændres som følge af offentliggjorte BAT-konklusioner.

Kommunens revurdering af tilslutningstilladelsen til en bilag-1 virksomhed skal omfatte de vilkår i tilladelsen, som berøres af BAT-konklusionen.

At der skal foretages en revurdering, når der offentliggøres en BAT-konklusion, som vedrører virksomhedens hovedlistepunkt er ikke ensbetydende med, at samtlige vilkår i en tilslutningstilladelse skal ændres. Kommunerne er alene forpligtet til at forholde sig til vilkårene, men kan godt vurdere, at der ikke er anledning til at disse ændres. Dette udgør en samlet vurdering, så længe kommunen har forholdt sig til alle vilkår.

Revurdering af tilslutningstilladelser skal gennemføres som angivet i ovenstående i henhold til spildevandsbekendtgørelsen § 17. Ændring af vilkår skal meddeles som påbud i henhold til miljøbeskyttelsesloven § 30.

Det skal fremgå af afgørelsen, vedrørende revurdering af tilslutningstilladelsen, hvordan BAT-konklusioner er taget i betragtning og er brugt som grundlag for udformning af vilkår i afgørelsen. Afgørelse om, at en revurdering ikke medfører ændringer i virksomhedens tilslutningstilladelse meddeles i henhold til spildevandsbekendtgørelsen §17, stk. 4.

Afgørelsen vil kunne påklages efter bestemmelserne i miljøbeskyttelsesloven § 91, til Miljø- og Fødevarerklagenævnet.

4.4.2 Indhentning af oplysninger

Virksomheden skal redegøre for, at den lever op til BAT som beskrevet i BAT-konklusionen.

De oplysninger der er behov for til revurdering af en miljøgodkendelse, i forhold til BAT- konklusionen, kan oftest også dække de behov, der er for oplysninger til brug for revurderingen af tilslutningstilladelsen.

Virksomheder kan anvende BAT-tjeklister omtalt i afsnit 4.1.3 som grundlag for revurdering, hvor der redegøres for, hvorvidt den lever op til BAT som beskrevet i BAT-konklusionerne. BAT-tjeklisten kan benyttes af både godkendelses- og tilslutningsmyndigheden, hvilket også vil hjælpe virksomheden, således at der er en ensartet grundlag for levering af oplysninger.

4.4.3 Koordinering mellem myndigheder

For s-mærkede virksomheder, hvor Miljøstyrelsen er myndighed, er det hensigtsmæssigt, at der tidligt i forløbet indledes et samarbejde mellem Miljøstyrelsen og kommunen vedrørende revision af tilslutningstilladelsen.

Samarbejdet er vigtig for at fastlægge grænsefladen mellem de to afgørelser således, at der ikke stilles modstridende vilkår eller laves dobbeltregulering.

Ved igangsætning af revurdering af en s-mærket virksomhed orienterer Miljøstyrelsens enhed, Virksomheder den relevante kommune desangående. Miljøstyrelsen (Erhverv) sender et orienteringsbrev til de kommuner, der berøres af en ny offentliggjort BAT-konklusion. I brevet gøres der bl.a. opmærksom på, at en eventuel tilslutningstilladelse er omfattet af krav om revurdering i henhold til spildevandsbekendtgørelsen § 17 og om den fastsatte frist på 4 år for udmøntning af og gennemførelse af BAT-konklusioner.

5. Spildevandsteknisk beskrivelse af virksomhed

For at kunne vurdere en virksomheds spildevandsforhold efter principperne beskrevet i afsnit 3 og 4, om spildevands mulige effekter og BAT, kræves der et godt kendskab til virksomheden og dens aktiviteter. Dette kapitel indeholder en fremgangsmåde, hvormed kommuner og virksomheder i samarbejde kan fremskaffe de nødvendige oplysninger

Ansøgning

Ved ansøgning om tilladelse til afledning af spildevand er det nødvendigt at virksomheden fremlægger de fornødne oplysninger om forhold af betydning for spildevandsproduktionen. Konkret bør dette ske ved, at virksomheden udarbejder en spildevandsteknisk beskrivelse af dens aktiviteter, der kan danne grundlag for den spildevandstekniske vurdering, som kommunen udfører. For godkendelsespligtige virksomheder kan vurderingen af spildevandsforholdene koordineres med miljøgodkendelsen således, at virksomhedens miljøforhold vurderes samlet. Den spildevandstekniske beskrivelse kan samtidig være med til at bevidstgøre virksomheden om dens spildevandsforhold og indkredse eventuelle indsatsområder for renere teknologi. Hvis kommunen vurderer, at ansøgningen ikke indeholder tilstrækkelige informationer, kan den stille krav om yderligere oplysninger inden der meddeles tilladelse.

Ansøgning om tilslutning af spildevand skal rumme oplysninger om spildevandsbelastningen, herunder:

- Virksomhedens afløbsforhold, herunder kloakker, sandfang, olieudskillere, brønde og tilslutningssteder til spildevandsforsyningsselskabets spildevandsanlæg.
- Befæstede arealer.
- For hver spildevandstype: oplysning om oprindelse, herunder om der f.eks. er tale om produktionsspildevand, overfladevand, husspildevand, kølevand m.m.
- Oplysninger om maksimal mængde af spildevand afledt pr. døgn og pr. år samt variationen i afledningen over døgn, uge, måned eller år. maksimal belastning (typisk timebelastning).
- Sammensætning af spildevand og redegørelse for indhold af næringsstoffer, organisk stof, miljøfarlige forurenende stoffer og tungmetaller.
- Beskrivelse af evt. egen decentral rensning før tilslutning.
- Oplysning om art og kapacitet af renseforanstaltninger, herunder sandfang og olieudskillere.
- Flowdiagram af processen der involverer produktion af spildevand.
- Datablade for anvendte stoffer, evt. A, B og C-vurdering.
- Evt. eget forslag til kontrol/rensning.
- Der skal fremlægges dokumentation for, at virksomhedens aktiviteter bygger på princippet om BAT. Der henvises til afsnit 4 vedrørende BAT.
- BAT - Hvis der anvendes A-stoffer, der ikke substitueres, skal der redegøres for, hvorfor disse ikke kan substitueres.

Ændring af produktionsforhold

En virksomhed er forpligtet til at søge om ændring af sin tilladelse til afledning af spildevand, såfremt der planlægges ændringer af produktionsforholdene, der medfører ændrede betingelser for afledning af spildevand – tidligere omtalt i afsnit 2.2.1.

En tilladelse bør derfor indeholde en spildevandsteknisk beskrivelse og kommunens vurdering af forholdene, så det fremgår tydeligt, hvad grundlaget for afgørelse har været. Derved kan både virksomhed og kommune til enhver tid se, om en tilladelse, og forudsætningerne for den, er dækkende for en bestemt produktion.

Reviderede vilkår

Hvis en kommune finder vilkårene i en virksomheds spildevandstilladelse for utilstrækkelige eller uhenigtsmæssige, kan den som beskrevet i afsnit 2.2 efter miljøbeskyttelsesloven § 30, påbyde reviderede vilkår for spildevandsafledningen. Kommunen bør i den forbindelse sikre sig en tilsvarende viden om virksomhedens forhold som ved behandling af en ansøgning om spildevandsafledning. Hvis kommunen ikke har tilstrækkelige oplysninger om forholdene på virksomheden, kan den efter miljøbeskyttelsesloven § 72, anmode virksomheden om at fremskaffe de nødvendige oplysninger.

Med de mange forskellige virksomhedstyper, hvor udarbejdelse af en spildevandsteknisk beskrivelse kan være relevant, er det ikke muligt at give en entydig model for processen, men der er med dette kapitel beskrevet en mulig fremgangsmåde, hvormed kommuner og virksomheder i samarbejde kan fremskaffe det nødvendige vurderingsgrundlag.

Struktur og spildevandsteknisk beskrivelse

Omfanget af den spildevandstekniske beskrivelse vil afhænge meget af virksomhedens størrelse og kompleksitet. I det følgende er der givet et eksempel på, hvorledes strukturen i en sådan beskrivelse hensigtsmæssigt kan være:

- Redegørelse for anvendelse af bedste, tilgængelige teknik (BAT), jf. kapitel 4.
- Gennemgang af virksomhedens **produktionsforløb** med fokus på de væsentligste spildevandsgenerende processer/aktiviteter (afsnit 5.2).
- Gennemgang af virksomhedens forbrug af **råvarer og hjælpestoffer**, samt produkter, der dannes i produktionen, med henblik på at identificere, om der afledes miljømæssigt problematiske stoffer (afsnit 5.3).
- Karakterisering af **spildevandsafledningen** på grundlag af eventuelt prøvetagnings- og analyseprogram (afsnit 5.4).

Flere niveauer

Hver af disse områder kan beskrives på forskelligt detaljeringsniveau. I det følgende er der skelnet mellem den indledende kvalitative **identifikation**, en videre **kvantificering**, en eventuel bestemmelse af det **tidsmæssige mønster** samt mulighederne for at **dokumentere** de beskrevne forhold.

Tabel 5.1 viser en oversigt over mulige komponenter i arbejdet, og i de efterfølgende afsnit er disse komponenter beskrevet nærmere, blandt andet ved anvendelse af eksempler.

Tabel 5.1 Oversigt over mulige elementer i en spildevandsteknisk beskrivelse. Bemærk, at den spildevandstekniske beskrivelse desuden skal redegøre for anvendelse af BAT, idet BAT skal være udgangspunktet for virksomhedens aktiviteter, jf. afsnit 4.

	Produktionsbeskrivelse	Råvarer og hjælpestoffer	Spildevandsstrømme
Identifikation	Beskrivelse af produktionsforløb med fokus på spildevandsgenererende aktiviteter (5.1.1)	Identificering af råvarer med angivelse af årligt forbrug (5.2.1)	Intern afløbsplan (5.3.1) Karakteristik af spildevandsstrømme (4.3.2)
	Identifikation af processer/aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand (5.1.2)	Beskrivelse af indholdsstoffer i råvarer med væsentligt spild til kloak (5.2.3)	Evt. identifikation af spildevandsemissioner med væsentligt indhold af A- og/eller B-stoffer eller med ukendt sammensætning
	Evt. valg af mål til karakterisering af produktionens størrelse (5.1.3)	Miljømæssig kategorisering, dvs. inddeling i A-, B- og C-stoffer (5.2.4)	
		Beskrivelse af dannede reaktionsprodukter (5.2.5)	Opgørelse af samlet spildevandsvolumen. Evt. opstilling af samlet vandbalance (5.3.3) Indledende karakterisering (måling og prøvetagning) af samlet spildevandsafledning (5.3.4)
Kvantificering	Uddybende beskrivelse af processer/aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand	Vurdering af % spild til kloak (5.2.2)	Uddybende karakterisering af udvalgte spildevandsstrømme (5.3.5)
Tidsmæssig mønster	Beskrivelse af, hvornår afledningen sker, f.eks. produktionstid kampagneproduktion (5.1.4)	Beskrivelse af, hvornår forbruget/afledningen af udvalgte råvarer og hjælpestoffer sker	Beskrivelse af afledningsmønstre for flow og udvalgte indholdsstoffer (5.3.5)
Dokumentation	Dokumentation for omfang af spildevandsafledningen ud fra produktionsparametre (5.1.5)	Dokumentation for afledning af stoffer via fakturaer/bogholderi/datablade, oplysninger fra datablade m.v. (5.2.6)	Vurdering af mulighederne og behovet for at måle spildevandsafledningen (5.3.5)

5.1 Produktionsbeskrivelse

Formål

Formålet med at udarbejde en spildevandsorienteret produktionsbeskrivelse er at skabe overblik over produktionen, og hvor der afledes spildevand. Samtidig kan produktionsbeskrivelsen bruges som grundlag for redegørelsen for, at den anvendte teknologi og drift er udtryk for den bedste, tilgængelige teknik (BAT).

5.1.1 Beskrivelse af produktionsforløb

Produktionsflow

I de fleste tilfælde vil det være relevant at starte med at beskrive virksomhedens produktionsforløb med angivelse af de vigtigste processer/aktiviteter, f.eks. i et flowdiagram. I nogle tilfælde kan det være vanskeligt at beskrive produktionen med et enkelt lineært forløb. Det gælder virksomheder, hvor produktionsforløbet udformes til hver enkelt ordre. I disse tilfælde er det ofte tilstrækkeligt - for at forstå produktionens karakter - at man lister de enhedsoperationer, der indgår, uden at følge produkternes vej gennem produktionen.

5.1.2 Identifikation af aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand

Oversigt

På baggrund af produktionsbeskrivelsen kan der udarbejdes en oversigt over de væsentligste aktiviteter, der giver anledning til produktion af spildevand. Her må der for de enkelte aktiviteter både tænkes på teknologien og driften fra såvel hovedaktiviteterne som hjælpeoperationerne. Oversigten kan eksempelvis udformes som i tabel 5.1.2, jf. de to første kolonner.

5.1.3 Valg af mål for produktionsvolumen

Det er i nogle situationer hensigtsmæssigt at kunne følge udviklingen i en virksomheds spildevandsafledning i forhold til dens produktion. Eksempelvis kan det være relevant ved indførelse af vandbesparende foranstaltninger at kunne vurdere spildevandsafledningen i forhold til produktionens størrelse, jf. afsnit 5.1.4.

Produktionsvolumen

For at gøre det muligt at følge den udvikling i spildevandsafledningen, der er relateret til produktionens omfang, vil det normalt være hensigtsmæssigt at finde et mål, der kan bruges til at karakterisere produktionens størrelse i forhold til det afledte spildevand. Dette mål kaldes ofte antallet af nøgleenheder eller produktionsenheder og kan anvendes for eksempel ved sammenligning af produktionsomfang i forskellige perioder eller ved sammenligning af forskellige teknologier til bestemmelse af BAT.

I tabel 5.1.1 er der givet eksempler på mål udvalgt specielt til at karakterisere produktionens omfang i relation til betydende forhold i spildevandet.

Tabel 5.1.1 Eksempler på mål for produktionens omfang (produktionsenheder) i relation til spildevandsafledningen for forskellige virksomhedstyper.

Virksomhed	Mål for produktionens omfang
Trykkeri	Areal af produceret tryksag
Offset-trykkeri	Pladeareal fremkaldt

Serigrafi-virksomhed	Rammeareal
Reprovirksomhed	Arealet af fremkaldt film
Mejeri	Mængden af indvejet mælk
Slakteri	Antal slagtedyr
Farve-lak producent	Volumen af producerede malingsprodukter
Tekstilfarveri	Mængden af indfarvet klæde
Galvanisk virksomhed	Forbruget af anoder
Medicinalvirksomhed	Syntese eller gæret volumen
Papirproducent	Mængden af produceret papir
Vaskeri	Vægten af vasket tøj
Bilvaskehal	Antal vaskede biler

Som det fremgår af eksemplerne, kan målet være en samlet mængde af råvarer, en dominerende råvarekategori, mængden af produkterne, et dominerende mellemprodukt eller en råvare, der specifikt er relateret til den/de spildevandsgenererende processer.

Valget afhænger af formålet

Inden for hver branche kan der dog være forskellige mål for produktionens omfang, der kan være relevante til vurdering af forskellige miljøforhold. F.eks. kan tungmetalaflledning være relateret til én produktionsenhed (f.eks. forbrugt hjælpestof), mens organisk stof kan være relateret til en anden (f.eks. anvendt råvare).

5.1.4 Tidsmæssig mønster for spildevandsafledning

Som led i den miljømæssige vurdering af spildevandsstrømmene kan det være relevant at beskrive, hvornår afledningen af de pågældende strømme finder sted. Der kan være tale om:

- At bestemte aktiviteter kun sker i starten eller slutningen af en produktionsdag.
- At særlig grundig rengøring udføres inden en weekend.
- At regenerering af en ion-bytter kun sker en gang om måneden.
- At bestemte stoffer kun anvendes i forbindelse med bestemte produktionskampagner.

Kendskab til afledningsmønstret er en vigtig forudsætning for at gennemføre en korrekt miljømæssig vurdering af spildevandsafledningen, og det må derfor anbefales, at afledningsmønstret beskrives for de betydende spildstrømme, som vist i eksemplet i tabel 5.1.2, jf. sidste kolonne.

Tabel 5.1.2 Eksempel på liste over aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand med angivelse af afledningsmønstre.

Aktivitet	Spildevandsstrøm	Typisk afledningsmønster
Forblandeanlæg	Fortrængningsvand	Dagligt løbende
Forblandeanlæg	Rengøringsvand	Dagligt løbende
Laboratorier	Laboratoriespildevand	Dagligt løbende
Produktionshaller	Tag- og overfladevand	Nedbørsafhængigt
Tappelinjer	Rengøringsvand	Dagligt kl. 14-15

Toiletter og omklædningsrum	Sanitært spildevand	Dagligt løbende størst kl. 14-15
Toningsrampe	Rengøringsvand	Dagligt løbende

5.1.5 Dokumentation af produktionsaktiviteter

I forbindelse med udarbejdelsen af en produktionsbeskrivelse kan det være relevant at kunne dokumentere, hvorledes produktionen foregår.

Driftsjournaler

Til dokumentation af omfanget af produktionsaktiviteterne vil der typisk være tale om driftsjournaler af forskellig form. Mange virksomheder har styringssystemer, hvor der produceres diverse rapporter indeholdende relevante informationer. Disse rapporter kan være ganske nyttige og medvirkende til at skabe overblik, også over de spildevandstekniske forhold.

Det vil derfor være hensigtsmæssigt at vedlægge disse til den spildevandstekniske beskrivelse.

5.2 Råvarer og hjælpestoffer

Formål

Som grundlag for en vurdering af om virksomheden håndterer - og dermed potentielt afleder - stoffer, der kan være problematiske for spildevandssystemet, bør virksomheden gennemgå sit samlede råvareforbrug.

Gennemgangen af råvarer og hjælpestoffer kan udføres i en række trin, og der er herunder givet et forslag til en sådan fremgangsmåde:

- 1) Første trin er etablering af en samlet råvareliste med oplysninger om navn, leverandør, proces, hvor råvaren anvendes, og forbrugte mængder (afsnit 5.3.2).
- 2) Derefter vurderes, hvor stor en procentdel der afledes til kloak (afsnit 5.3.2).
- 3) For de råvarer, der afledes til kloak, indsamles oplysninger om indholdsstofferne, herunder datablade for indholdsstofferne og deres miljø- og sundhedsmæssige effekter (afsnit 5.3.4).

På baggrund af oplysningerne foretager kommunen herefter en vurdering af, om der er tale om A, B eller C-stoffer, og kommunen vurderer i overensstemmelse med principperne i kapitel 3.7 om de afledte mængder og koncentrationer er acceptable (afsnit 5.3.5), idet det forudsættes, at der anvendes bedste, tilgængelige teknik, jf. kapitel 4.

5.2.1 Samlet råvareliste

Oplysninger om råvarer

Indledningsvist bør virksomheden udarbejde en råvareliste, der som udgangspunkt indeholder oplysninger om navn, produkttype, leverandør, proces, hvor råvaren anvendes og forbrugte mængder for eksempel pr. år.

5.2.2 Vurdering af spildprocent for råvarer

Virksomheden bør efterfølgende gennemgå den udarbejdede råvareliste med henblik på at anslå den mængde af de enkelte råvarer, der afledes til kloak.

Det kan være relevant samtidig at opdele råvarerne i egentlige råvarer og hjælpestoffer, hvor hjælpestofferne er karakteriseret ved ikke at indgå i det færdige produkt.

Hjælpstoffer

Typiske hjælpestoffer vil være rengøringsmidler, tilsætningsstoffer til køleanlæg og kedelanlæg, katalysatorer og opløsningsmidler. Ofte vil det være muligt for virksomheden at angive, om hjælpestofferne ender i spildevand, affald eller luften.

Råvarer

For de egentlige råvarer, dvs. de varer der i forskelligt omfang indgår i produkterne, må virksomheden tilsvarende vurdere, hvor stor en andel der ender i kloak.

Støv og lignende

I den forbindelse skal man være opmærksom på, at mange former for bearbejdning af forskellige emner kan føre til dannelse af støv og lignende, som kan ende i kloak via rengøring af produktionslokaler.

Virksomhedseksempel

Ofte kan det være hensigtsmæssigt at operere med en række grove procentangivelser for, hvor stor en del af en råvare eller et hjælpestof, der ender i kloak, f.eks.:

0,1 % Råvaren kan under normale omstændigheder ikke havne i kloaksystemet.

1 % Der foregår et mindre spild af råvaren til kloak, men det er meget lille.

10% Der sker et betydeligt spild af råvaren til kloak.

50 % Rundt regnet halvdelen af råvaren ender i kloak.

80 % Størstedelen af råvaren ender i kloak, men der går også lidt til affald eller med produktet. 100 % Dette hjælpestof anvendes direkte til et formål, hvor den efterfølgende afledes til kloak.

I tabel 5.2.1 nedenfor er vist et eksempel på en råvareliste med angivelse af spildprocenter.

Tabel 5.2.1 Eksempel på udsnit af råvareliste med angivelse af skønnet afledning til kloak og resultatet af den indledende miljømæssige vurdering.

Råvare/hjælpstof-fer	Anvendes i forbindelse med processen	Årligt forbrug (kg)	Skønnet vægt-% afledt	Skønnet årlig afledning
NPE	Blanding af maling	125	2 %	2,5
Monopropylenglycol	Blanding af maling	125.000	2 %	2500
Texanol	Blanding af maling	25	2 %	0,5
Kaolin	Blanding af maling	250.000	2 %	5.000
Talkum	Blanding af maling	500.000	2 %	10.000

Titandioxid	Blanding af maling	500.000	2 %	10.000
Diuron	Blanding af maling	<25	2 %	0,5
'Vask og rens'	Rengøring	200	100%	200

5.2.3 Indholdsstoffer i råvarer med spild til kloak

For at kunne vurdere spildevandets sammensætning må virksomheden fremskaffe oplysninger om indholdsstofferne i de råvarer, der kan risikere at ende med spildevandet i kloakken. For at koncentrere indsatsen om de spild af råvarer, der har miljømæssig betydning, kan virksomheden i samarbejde med kommunen, som myndighed, identificere de relevante råvarer til nærmere bestemmelse af indholdsstoffer.

På baggrund af oplysninger om indholdsstoffer og datablade for indholdsstofferne kan der foretages en gruppering af stofferne under liste A, B og C stoffer jf. afsnit 3.7.2.

5.2.4 Dannede reaktionsprodukter

Ud over råvarerne og hjælpestofferne bør virksomheden desuden være opmærksom på de stoffer, der dannes som reaktionsprodukter i processen, og som afledes til kloak. Disse produkter kan være vanskelige at identificere, men virksomheden bør tilstræbe dette, så de miljømæssigt vigtigste reaktionsprodukter identificeres.

For eksempel, desinfektionsmidlet natriumhypochlorit kan afhængig af sin koncentration i produktet vurderes til at være et B-stof, men hypochlorit kan danne halogenerede organiske forbindelser, bl.a. chloroform, der er et A-stof. Anvendelsen af natriumhypochlorit bør, derfor begrænses som havde det været et A-stof.

5.2.5 Dokumentation for afledning af stoffer

Som det fremgår af ovenstående, vil en samlet dokumentation for afledningen af miljømæssige problematiske stoffer - baseret på den beskrevne metodik - bestå af flere komponenter, deriblandt dokumentation for:

Råvareforbruget.

Spildprocenten.

Sammensætningen af betydende råvarer.

Oplysninger om de enkelte indholdsstoffer, herunder datablade for stofferne, i råvarerne.

Råvareforbrug

Virksomheden vil normalt kunne etablere en liste over det samlede råvareforbrug ud fra dens materialestyringssystem eller bogholderi. Da disse oplysninger indgår i virksomhedens økonomiske regnskab (samt eventuelt også i dens grønne regnskab), vil de typisk være kendt med forholdsvis stor nøjagtighed. Alternativt kan det være nødvendigt, at virksomheden gennemgår fakturaer for råvareindkøb for en periode.

Spildprocent

Fremskaffelse af dokumentation for spildprocenten afhænger delvis af spildprocentens størrelse. For hjælpestoffer, hvor spildet ofte er 100 %, er opgaven naturligvis simpel, og det samme gælder til dels for spildprocenter på nul, hvor der ud fra de producerede mængder kan fremskaffes dokumentation for, at disse stoffer disponeres på anden måde.

For stoffer, hvor der sker en delvis afledning med spildevand, kan dokumentationen ske via målinger, massebalancer på den aktuelle proces eller ved kvalificerede skøn. Det må i det enkelte tilfælde afklares med kommunen, med hvor stor nøjagtighed det er nødvendigt at kende spildet.

Sammensætning

Oplysninger om sammensætning af råvarer skal skaffes via datablade.

Der kan være situationer hvor en leverandør ikke vil udlevere den præcise produktsammensætning til ansøgeren. Her kan det være en mulighed, at leverandøren udleverer oplysningerne direkte til myndigheden uden om ansøgeren.

5.3 Spildevandsstrømme

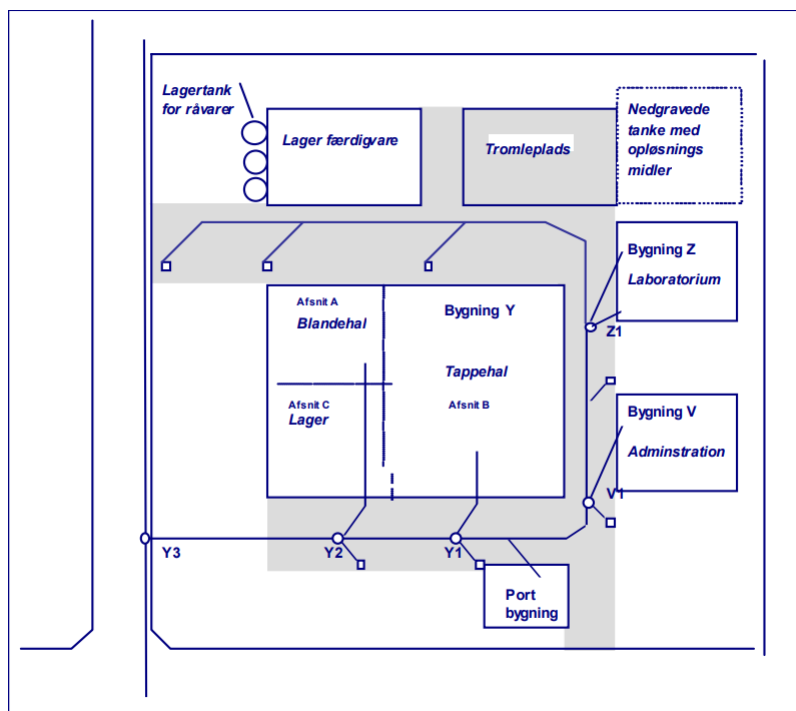
En virksomhed har ofte normalt flere spildevandsstrømme. Disse bør alle registreres og karakteriseres.

5.3.1 Afløbsplan

Alle spildevandsstrømme

For at skabe overblik over en virksomheds spildevandsafledning bør den spildevandstekniske beskrivelse indeholde en plan over virksomhedens afløbsforhold, både hvad angår produktionsområdet, men også hvad angår virksomhedens øvrige afløbsforhold til for eksempel regnvand. Det skal af planen tydeligt fremgå, hvor spildevandet tilsluttes den offentlige kloak. Et eksempel på en afløbsplan er vist i figur 5.3.1.

Valget af detaljeringsniveau vil afhænge af virksomhedens størrelse og produktionens kompleksitet, men normalt vil lidt større virksomheder i forvejen være opdelt i forskellige produktionsafsnit.



Figur 5.3.1 Eksempel på udløbsplan for en mindre virksomhed. Der er et spildevandssystem som fælles-system, så industrispildevand, sanitært spildevand og overfladevand afledes til samme system. Områder med skygge angiver befæstede arealer. Symbolet "□" angiver regnvandsbrønde. Tilslutningsstedet til offentlig kloak er angivet som Y3, der desuden fungerer som prøvetagningsbrønd.

5.3.2 Karakterisering af spildevandsstrømme

For at kunne vurdere sammensætningen af en virksomheds spildevand er det nødvendigt at kende oprindelsen af de enkelte strømme.

Af hensyn til den efterfølgende vurdering af mulighederne for en forebyggende indsats kan det være hensigtsmæssigt at skelne mellem forskellige kategorier af spildevand:

- Biprodukter, dvs. hvor der er tale om et vandigt biprodukt fra produktionen (industrispildevand).
- Spild/tab, dvs. strømme der indeholder uønskede tab af råvarer, hjælpestoffer eller produkter.
- Spildevand fra hjælpeoperationer, f.eks. kølevand.
- Særligt forurenet overfladevand.

Det er for alle spildevandsstrømmenes vedkommende vigtigt at være opmærksom på, hvilke stoffer de kan indeholde. Visse strømme indeholder typisk rester af råvarer og hjælpestoffer i deres oprindelige form, mens andre strømme primært indeholder reaktionsprodukter fra de processer, der sker på virksomheden.

Biprodukt

For biproduktstrømmene vil der i mange tilfælde være tale om ret koncentrerede strømme, og det kan derfor være relevant at vurdere om disse ressourcer kan nyttiggøres. Hvis der er tale om strømme med et vist indhold af organisk materiale, kan det eksempelvis være relevant at overveje at anvende dem til for eksempel biogasproduktion eller som jordforbedringsmiddel. Salte eller metaller vil muligvis kunne oparbejdes til råvarer osv.

Spild vil ofte bestå af mere eller mindre tilsigtede tab af råvarer eller produkter. De kan opstå som rester i bunden af tanke, som det er vanskeligt at tømme, fejlblandinger eller større og mindre uheld i forbindelse

med driften. Denne type spild bør dog ofte bortskaffes som affald. Mulighederne for at begrænse spildet vil primært bestå i forskellige former for driftsoptimering eller spildminimering; jf. kapitel 3.

Virksomhedsgennemgangen bør indeholde vurderinger af risikoen for utilsigtede spild af råvarer, hjælpestoffer eller produkter, der efterfølgende på grund af for eksempel regn eller gulvvask tilføres spildevandssystemet.

En vurdering af risikoen for utilsigtede spild af råvarer og hjælpestoffer kan hensigtsmæssigt udføres ved at tage udgangspunkt i procedurerne for håndtering, oplagring og anvendelse af de forskellige typer. Det bør så vidt muligt sikres, at utilsigtet spild undgås.

Spildevandet fra hjælpeoperationerne vil ofte kunne beskrives/vurderes i forhold til de aktiviteter, det stammer fra, eksempelvis:

- Rengøringsvand fra rumrengøring og lignende, som primært vil indeholde de rengøringsmidler, der anvendes.
- Kølevand fra recirkulerende anlæg vil typisk være konditioneret med forskellige kemikalier (korrosionsinhibitorer og biocider).
- Røggaskondensat fra forbrænding vil kunne indeholde flygtige komponenter fra brændslet, f.eks. kviksølv og arsen, og kan være meget hæmmende for aktivt slam på renseanlægget.
- Spildevand fra laboratorier vil kunne karakteriseres i forhold til de analyser, der udføres.
- Spildevand fra køkkener/kantiner, baderum og toiletfaciliteter.

Overfladevand

Særligt forurenede overfladevand vil kunne forekomme ved afledning fra befæstede arealer, der er udsat for særlig belastning.

Opmærksomhedspunkter i forhold til vurdering af forureningsgrad af overfladevand

Er der forhold, der gør, at overfladevandet fra et befæstet areal får karakter af særlig forurenede overfladevand?

Eksempelvis kan der i relation til ovenstående nævnes følgende:

- Er der tale om oplag? (Støv, smuld, spåner, partikler, flydende miljøfarlige stoffer, affald).
- Kan der være støv/nedfald på det befæstede areal – noget der i givet fald vil kunne vaskes ud?
- Er der tale om aflæsning af flydende kemikalier/råvarer?

Hvis overfladevandet har karakter af særlig forurenede overfladevand, så bør der tages stilling til følgende forhold:

- Kan der med fordel foretages afgrænsning af de særligt forurenede områder og foretages afledning af overfladevand herfra til et renseanlæg.
- Kan der eventuelt etableres overdækning af arealer, der er særligt forurenede?

Oversigt, jf. tabel 5.3.1

Der kan således alene ved at udarbejde en oversigt over, hvilke strømme der afledes med angivelse af en karakteristik af strømmen ud fra kendt eller skønnet stofindhold, etableres en del af det nødvendige grundlag for vurdering af de miljømæssige forhold og mulighederne for en renere teknologiindsats, jf. tabel 5.3.1.

Kobling til afløbsplan

Det vil være hensigtsmæssigt, hvis oversigten kobles sammen med afløbsplanen, således at de enkelte aktiviteter kan lokaliseres i forhold til de forskellige afløb, jf. tabel 5.3.1. Ofte vil det være en hjælp at visualisere de forskellige typer af spildevandsstrømme og afløbsbrønde i et flowdiagram.

Det anbefales, at en virksomheds afløbssystemer så vidt muligt indrettes således, at regnvand afledes til regnvandssystem, og at sanitært spildevand holdes adskilt fra industrispildevandet indtil efter prøvetagningsbrønd.

Virksomhedseksempel

Tabel 5.3.1 Eksempel på liste over aktiviteter, hvorfra der afledes spildevand med angivelse af spildevandets karakteristika og afledningspunkt.

Aktivitet	Spildevandsstrøm	Kendte indholdsstoffer/ Karakteristika	Aflednings- punkt (jf. fig. 5.3.1)
Forblande- anlæg	Fortrængnings- Vand	Skønnet 5-10 % maling	Y2
Forblande- Anlæg	Rengøringsvand	Skønnet 0,5-1 % maling	Y2
Toningsrampe	Rengøringsvand	Skønnet 1-2 % maling plus farvepigmenter	Y2
Tappelinier	Rengøringsvand	Skønnet 1-2 % maling plus farvepigmenter	Y1
Produktions- haller	Tag- og overflade- Vand	Råvarestøv og vejstøv	alle
Laboratorier	Laboratorie- spildevand	Indeholder maling og Laboratoriekemikalier	Z1
Toiletter og om-klæd- ningsrum	Sanitært spildevand	Sanitært spildevand plus støv fra råvarer	Primært V1

5.3.3 Spildevandsmængde

Med henblik på at kunne opgøre de samlede stofmængder, der transporteres med spildevandet, må gennemgangen af virksomhedens spildevandsforhold indeholde en opgørelse af det samlede spildevandsflow. Da de færreste virksomheder har flowmåler på spildevandsudløbet, vil der typisk være tale om at estimere spildevandsmængden ud fra oplysninger om vandforbruget. Det vil normalt være hensigtsmæssigt at opstille en vandbalance for virksomheden.

I forbindelse med vandbalancen kan der være forhold, der gør, at spildevandsmængden er mindre end vandforbruget. Det kan eksempelvis være tilfældet hvis:

- Virksomhedens produkt indeholder vand.
- Virksomheden har recirkulerende vandbaserede køleanlæg (køletårne/graderværker), hvorfra der sker fordampning.

- Dele af virksomhedens vandholdige spildstrømme bortskaffes på anden måde (f.eks. som farligt affald).

Omvendt vil der kunne tilføres vand fra:

- Virksomhedens råvarer (mælk, opløste kemikalier o.l.).
- Nedbør.

Et orienterende måleprogram på udløb kan tjene til at verificere vandbalancen. I tabel 5.3.2 er vist et eksempel på en vandbalance. Der ses i eksemplet at være god overensstemmelse mellem den tilførte og den afledte vandmængde.

Tabel 5.3.2 Vandbalance for en malingsproducerende virksomhed

Vand tilført virksomheden		Mængde (m ³ /år)	Bemærkninger
Vandforbrug (vandmålere)		11.200	Aflæsning
Flydende råvarer		500	Estimat
Tag- og overfladevand		1.000	1.500 m ² areal * 650 mm nedbør
Samlet tilført vandmængde		12.700	
Vand fraledt virksomheden		Mængde (m ³ /år)	Bemærkninger
Til kloak	Rengøringsvand og fortrængningsvand	10.000	Baseret på 45 ugers produktion
	Laboratoriespildevand	150	Estimat
	Sanitært spildevand	450	25 mand á 80 l / d i 225 dage (= 45 uger)
	Tag- og overfladevand	1.000	1.500 m ² areal * 650 mm nedbør
	I alt til kloak	11.600	
Til produkt	Vand i produkt	1.000	50 % vandindhold i malingsprodukt. Produktionen af maling er på 2.000 m ³ /år
Samlet fraledt vandmængde		12.600	

Maksimalt flow

I visse tilfælde vil det af hensyn til efterfølgende pumpestationer eller ledningskapacitet være relevant også at vurdere det maksimale flow pr. sekund, time eller døgn.

5.3.4 Indledende karakterisering af samlet spildevand

Orienterende måleprogram

For eksisterende virksomheder vil det normalt være relevant at gennemføre et orienterende prøvetagnings- og måleprogram med det formål at karakterisere virksomhedens samlede spildevand. Formålet med denne karakterisering er specielt at undersøge de forhold, der ikke umiddelbart kan udledes af produktionsbeskrivelsen og råvare gennemgangen.

For virksomheder under etablering vil det i nogle tilfælde være muligt at foretage en vejledende karakterisering af spildevandet fra forsøgsproduktioner i laboratorie- eller pilotskala.

For visse parametre vil indholdet i spildevandet kunne beregnes ud fra oplysninger om forbruget af råvarer og hjælpestoffer (jf. afsnit 5.3.3), eller viden om produktionen af forskellige produkter. I mange tilfælde vil det dog alligevel være relevant at foretage undersøgelser af de faktiske forhold, ikke mindst fordi det for mange parametre er vanskeligt at forudse og beregne niveauerne.

Valg af parametre

Valget af undersøgelsesparametre må naturligvis tage sit udgangspunkt i typen af virksomhed og produktionsbeskrivelsen og må som udgangspunkt omfatte de parametre, som det overvejes at stille krav til, men kan også omfatte en række parametre eller undersøgelser, der har til formål at undersøge spildevandets karakter.

En karakterisering kan eksempelvis omfatte:

- Fysisk-kemiske forhold, dvs. vandmængde, pH, temperatur, ledningsevne, olie og fedt, bundfældeligt stof, mv., jf. afsnit 3.10.
- Belastningsparametre omfattende organisk stof (målt som COD og/eller BI5), slam (målt som suspenderet stof og/eller bundfældeligt stof) samt næringssaltene kvælstof og fosfor, jf. afsnit 3.5.
- Tungmetaller, der kan stamme fra produktionen, produktionsudstyret, urenheder i råvarer m.v. Specielt bør der være fokus på: bly, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel, zink og sølv, men også andre metaller kan være relevante (f.eks. tin og arsen), jf. afsnit 3.9.
- Organiske miljøfarlige forurenende stoffer, der ligeledes kan stamme fra produktionen i form af råvarer eller reaktionsprodukter, jf. afsnit 3.7. Det vil i mange tilfælde være hensigtsmæssigt at foretage en screening for miljøfarlige forurenende stoffer samt nærmere undersøgelser for specifikke stoffer f.eks. ved COD/BI5 > 3, jf. afsnit 3.10.8.
- Spildevandets samlede effekter på renseanlæggenes processer - typisk målt som nitrifikationshæmning, jf. afsnit 3.10.8.

En række andre parametre eller undersøgelsesmetoder kan dog, afhængigt af virksomhedens karakter, være relevante at inddrage i en spildevandskarakterisering.

Virksomhedseksempel

Et eksempel på en indledende spildevandskarakterisering er vist i tabel 5.3.3. Virksomheden er tilsluttet til den offentlige kloak via brønden Y3 (jf. figur 5.3.1). I denne brønd er der udført en flowmåling og udtaget spildevandsprøver for at få et indtryk af virksomhedens samlede belastning

Tabel 5.3.3 Resultat af måleprogram på udløb fra en malingsproducerende virksomhed med udgangspunkt i figur 5.3.1

Bygning V, Y, Z	Middelkoncentration	Mængde
Malingsproduktion, laboratorium og administration (afløb Y3)	(målt)	pr. uge
Produktions-		45 m ³ /uge
Volumen		240 m ³ /uge (svarer til
Spildevandsmængde		10.800 m ³ vand/år)
Suspenderet stof	950 mg/L	
COD	2.600 mg/L	
BI5	570 mg/L	
Bly	60 µg/L	
Chrom	250 µg/L	
Kobber	250 µg/L	
Nikkel	250 µg/L	
Zink	6.900 µg/L	
Nitrifikations-	45 %	
hæmning		

Prøvetagningen er udført flowproportionalt over 5 døgn (mandag til fredag) med normalt produktionsomfang. Tabellen viser gennemsnitsværdierne for de 5 døgnprøver. Der er ikke udført beregning af standardafvigelse, da ønsket har været at identificere et "niveau" for produktionsugen samlet.

Nitrifikationshæmning er kun undersøgt på en enkelt døgnprøve (tirsdag) på referenceslam fra X-købing renseanlæg.

Mængdemæssigt afledes zink i specielt store mængder, hvilket vurderes at stamme fra anvendelsen af "zinkhvidt".

COD/BI5-forholdet er ca. 4,5, hvilket indikerer en ret høj andel af svært nedbrydelige stoffer.

5.3.5 Videregående karakterisering af udvalgte spildevandsstrømme

Årsagssøgning

For de spildevandsstrømme, der ved den indledende karakterisering er identificeret som potentielt problematiske, kan der være behov for en yderligere karakterisering. Denne karakterisering vil afhænge meget af de konkrete forhold og tage udgangspunkt i de indledende undersøgelser. Der vil som regel være tale om yderligere målinger og analyser for at identificere årsagen til for eksempel høj ledningsevne, højt COD/BI5-forhold eller stor hæmning i de indledende undersøgelser.

Afledningsmønster

Som led i den udvidede karakterisering af udvalgte strømme kan det også være relevant at beskrive afledningsmønsteret for de identificerede problematiske stoffer/parametre. Dette kan samtidig være et led i

identifikationen af kilderne til de problematiske forhold og dermed til de processer, hvorfra det kan være nødvendigt at begrænse afledningen.

Dokumentation

Gennemførelse af forskellige former for måleprogrammer vil ofte være måden at tilvejebringe den nødvendige dokumentation til den videregående karakterisering.

6. Krav og kontrol

Der bør aldrig stilles krav til en virksomheds spildevandskvalitet uden, at der samtidig stilles krav til, hvorledes kvaliteten skal kontrolleres. Kontrollen skal være entydig, den skal kunne udføres i praksis, og den skal tilpasses den enkelte virksomhed.

Kontrol kan enten udføres som egenkontrol eller som myndighedskontrol. Den kontrol, der er beskrevet i nærværende kapitel er tænkt som virksomhedens egenkontrol, der eventuelt kan suppleres med enten varslet eller uanmeldt myndighedskontrol.

Arbejdet med at udforme krav og kontrolprogram til en tilladelse til afledning af spildevand kan i princippet opdeles i to faser:

- Først vælges en reguleringsmetode, og konkrete krav fastlægges.
- Derefter udformes og formuleres selve kontrolprogrammet.

Nedenfor beskrives disse aktiviteter nærmere, og afslutningsvis opstilles et eksempel på udformning og formulering af en tilladelse.

6.1 Valg af reguleringsmetode

Oversigt over reguleringsmetoder

Valg af reguleringsmetode består i at vælge mellem principielt forskellige former for regulering eller kombinationer af sådanne:

- **Indirekte krav til afledning gennem funktionskrav til anlæg eller drift.** Indirekte regulering af afledninger anvendes som regel i situationer, hvor det skal sikres, at et anlæg udføres og drives efter særlige retningslinjer. Denne type krav stilles typisk ved nyetablering af virksomheder og anlæg, således at det sikres, at der anvendes BAT. Veludformede funktionskrav til anlæg og drift kan i mange situationer erstatte eller supplere målinger af spildevandet og dermed spare ressourcer. Traditionelt bliver denne type krav stillet til diverse renseforanstaltninger som olieudskillere, fedtudskillere, filtre, amalgamseparatorer o.l.
- **Direkte krav til spildevandsafledning.** Direkte krav til spildevandsafledninger har til formål at båndlægge eller definere den maksimalt acceptable afledning. Afledningskrav kan stilles som krav til enten koncentrationer eller mængder.
- **Krav om udarbejdelse af handlingsplan.** Handlingsplaner har til formål at sikre en langsigtet indsats for at reducere en spildevandsafledning. Krav kan for eksempel bestå i at virksomheden, ifølge en fastsat tidsplan udarbejder en redegørelse om anvendelse af BAT, eller en plan for udvikling af løsningsmodeller til reduktion af uacceptable afledninger af A- og B stoffer.

Samtidig har denne type krav normalt til formål at sikre, at resultatet af dette arbejde bliver kendt af myndigheden, således at det kan indgå i den videre sagsbehandling. Handlingsplanen skal eventuelt senere følges op i form af ændrede afledningskrav eller krav til indretning og drift.

Disse former for krav kan enten anvendes hver især eller kombineres afhængig af forholdene på den enkelte virksomhed.

6.1.1 Krav til anlæg og drift

Krav til anlæg og driftsforhold udformes typisk som krav om, at virksomheden dokumenterer udformningen/opbygningen af et anlæg ved hjælp af for eksempel tegninger, driftsvejledninger og procesbeskrivelser, samt at virksomheden løbende fører driftsjournaler.

Indretning

Ved nyetableringer af industrier eller anlæg er det vigtigt, at vurderingen af spildevandsproduktionen sker ud fra anvendelse af BAT, således at disse hensyn kan indgå i projekteringen og godkendelsesforløbet.

Krav til anlæg og drift har traditionelt omhandlet olieudskillere, neutralisering, m.v., men vil også kunne omfatte for eksempel krav til opkanter eller lignende til sikring mod spild af råvarer, hvor der er risiko for at spildet ledes til kloak.

Det vil dog i mange sammenhænge være en betydelig fordel, at miljøsagsbehandling integreres med byggesagsbehandling, således at eventuelle problemer kan forebygges i planlægnings- og etableringsfasen.

Drift

Parallelt med fastlæggelse af anlægskrav kan der stilles krav om kontrol af driften. Denne type krav kan eksempelvis være krav til tømningshyppighed for olieudskillere eller skift af filtre. Samtidig vil kravet til driftskontrol kunne indgå som et led i en samlet kvalitetsstyring og kontrol af produktionen, f.eks. i form af krav om indrapportering af forbrug af råvarer og hjælpepestoffer, afleveret farligt affald mv.

6.1.2 Krav til afledning

Formål

Formålet med et krav til afledning er at sikre overholdelse af den maksimalt acceptable afledning af et stof eller en parameter. Kontrollen udføres som et måleprogram, der giver dokumentation gennem måle- og analysedata.

Kravet til afledning skal altid stilles sammen med en kontrolregel og eventuelt et kontrolprogram, jf. afsnit 5.2, således at der ikke er tvivl om, hvornår et afledningskrav er overholdt.

Krav til afledning

For krav til afledning gælder tre helt grundlæggende ting. Afledningskrav skal være:

- Relevante, dvs. at der skal være en logisk sammenhæng mellem årsagen til reguleringen og kravene.
- Entydige, dvs. at de klart skal angive grænsen mellem det acceptable og det uacceptable.
- Kontrollerbare, dvs. at de skal kunne kontrolleres, og det skal være beskrevet hvorledes.

Valget af parametre der skal reguleres med krav til afledning, må baseres på en vurdering af, hvilke problematiske stoffer, der findes i spildevandsafledningen, og hvilke stoffer der findes i problematiske koncentrationer. Her vil vejledningens grænseværdier være en støtte til at afgøre, hvilke parametre der er problematiske. Hvis de indledende undersøgelser har vist, at koncentrationen af et stof vil være på sikker afstand af grænseværdierne, vil der normalt

ikke være behov for at stille krav til afledning af stoffet.

6.1.3 Kombination af krav – tandlægeklinikker

Eksempel på kombination af krav til anlæg, drift og afledning

Som det fremgår af afsnit 3.9 gælder der følgende for tandklinikker:

I henhold til artikel 10 i EU's forordning om kviksølv, skal tandlægeklinikker have et amalgamfilter, som fjerner mindst 95 % af amalgampartiklerne målt efter standarden DS/EN ISO 11143:2008. Tilsynet med dette er i bekendtgørelse om henlæggelse til Miljøstyrelsen og Kommunalbestyrelsen af opgaver og tilsyn vedrørende forordning om kviksølv⁷⁷⁾ henlagt til kommunalbestyrelsen. Tilsynet føres i henhold til reglerne i miljøbeskyttelsesloven kapitel 9.

Regulering af spildevand indeholdende kviksølv fra f.eks. tandlægeklinikker kan hensigtsmæssigt reguleres ved en kombination af krav til anlæg, drift og afledning. Målet er at reducere afledningen af kviksølv til et minimum. Det kan hensigtsmæssigt kræves, at filtrene indrettes med alarmer, der markerer, når separatorerne skal tømmes. Som driftskrav bør der stilles krav om vedligeholdelse af separatorerne, herunder tømning eller separatorskift med et fast interval.

Supplerende kan der som krav til afledning fra tandlægeklinikker stilles krav om for eksempel en karakterisering af spildevandets sammensætning umiddelbart efter, at separator er etableret for at dokumentere, at afledningen er acceptabel.

6.1.4 Koncentreret spildevand som resultat af vandbesparelser og/eller genanvendelse af rensed spildevand

I tilfælde hvor en virksomhed indfører ny teknologi, vandbesparende foranstaltninger eller opgraderer rensed spildevand til teknisk vand er der risiko for at virksomhedens spildevand koncentrerer, og eventuelt at tidligere fastsatte grænseværdier derved overskrides.

Inddrag produktionens omfang

Hvis der i ovennævnte tilfælde er tale om stoffer og parametre, der ikke giver anledning til akutte effekter på spildevandssystemet eller recipienten og ikke giver anledning til sundhedsfare for kloakarbejdere, kan kommunen, hvis den på baggrund af en konkret vurdering finder det acceptabelt, lade produktionens omfang indgå i vurderingen af stofafledningen. Kommunen vil således kunne vurdere, om virksomhedens afledning af stoffer pr. produceret enhed fastholdes eller måske ligefrem reduceres på trods af, at stofkoncentrationerne i spildevandet stiger.

Ved en sådan vurdering anbefales det, at der tages udgangspunkt i, at den eksisterende produktion skal overholde de grænseværdier, der er nævnt i tabel 3.11.2, og at der med udgangspunkt i afledt stofmængde pr. produceret enhed og det mindre vandforbrug regnes frem til nye krav til afledning udtrykt som et koncentrationskrav.

Ved nye tilslutninger kan den konkrete vurdering f.eks. inddrage BREF-dokumenter eller vandforbrug i industrielle processer, der er mindre end branchens typiske forbrug. Det skal dog altid vurderes, hvorvidt højere koncentrationer i en mindre spildevandsstrøm samlet set kan accepteres af hensyn til spildevandssystemet og kravene til slamkvalitet (bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål) og miljøkvalitetskrav (bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål).

6.1.5 Krav om handlingsplan

Krav om udarbejdelse af en handlingsplan kan være relevant, når der er behov for væsentlige ændringer af forholdene, men hvor løsningen ikke er umiddelbart kendt eller teknisk og økonomisk mulig for den pågældende virksomhed på tidspunktet for kravfastsættelsen.

Handlingsplaner bør have fokus på både teknologien og driften for en proces og bør både omhandle de egentlige produktionsprocesser og virksomhedens forskellige hjælpeoperationer, som omtalt i afsnit 3.2.

Krav om udformning af handlingsplaner må tage udgangspunkt i det eksisterende vidensniveau om de teknologiske muligheder, og der kan eksempelvis arbejdes med følgende graduering:

- Der stilles krav om, at virksomheden inden en nærmere fastsat dato skal udarbejde en redegørelse, der inkluderer en vurdering af mulighederne for at anvende renere teknologi. Ved modtagelse af handlingsplanen vil myndigheden tage spildevandstilladelsen op til fornyet overvejelse.
- Hvis redegørelsen viser, at eksisterende BAT-løsninger medfører acceptabel spildevandskvalitet, stilles krav om udarbejdelse af handlingsplan for indførelse af teknologien eller reduktion af afledningen til et tilsvarende niveau, herunder også en tidsplan.
- Såfremt redegørelsen derimod ikke viser en tilstrækkelig god løsning, stilles krav om udarbejdelse af en handlingsplan for udviklingen af en metode til opnåelse af en tilstrækkelig reduktion af afledningen, herunder også en tidsplan.
- Som resultat af ovenstående kan der efterfølgende påbydes afledningskrav, der svarer til anvendelse af BAT.

Virksomhedens valg

Det er virksomhedens valg og ansvar, hvilken teknologi der vælges for at opnå et specificeret afledningskrav svarende til det forureningsniveau, der er opnåeligt ved anvendelse af BAT.

Virksomhedseksempel

De beregnede middelkoncentrationer fra virksomhedseksemplet i afsnit 5.3.4 sammenholdes med vejledningens grænseværdier fra afsnit 3.11.1.

Tabel 6.1.1 Middelkoncentrationer af tungmetaller mv. i spildevand sammenholdt med grænseværdier.

	Angivelse	Middelkoncentration, jf. tabel 5.3.3	Grænseværdier, jf. tabel 3.11.2	Reguleringsbehov (1)
Suspenderet stof	(mg/L)	950	500	Forbedring ønskelig
COD	(mg/L)	2.600	-	
BI5	(mg/L)	570	-	
Bly	(µg/L)	31	37	Afledning acceptabel
Chrom	(µg/L)	27	38	Afledning acceptabel
Kobber	(µg/L)	250	100	Forbedring ønskelig
Nikkel	(µg/L)	12	15	Afledning acceptabel
Zink	(µg/L)	6.900	660	Afgørende forbedring ønskelig
Nitrifikationshæmning ved 200 mL/L	(%)	45	20/50 (2)	Forbedring ønskelig

- 1) Grundlæggende forudsættes det, at virksomheden opfylder kravet om at anvende BAT, jf. kap. 4.3.
- 2) Grænseværdi fra tabel 3.11.3.

De beregnede stofkoncentrationer fra tabel 5.3.3 kan sammenholdes med vejledningens grænseværdier i tabel 3.11.2 med henblik på at identificere behovet for regulering, jf. tabel 6.1.1. Det forudsættes, at virksomheden som udgangspunkt anvender BAT. For suspenderet stof viser målingerne, at der er behov for en yderligere begrænsning i forhold til det eksisterende niveau. Det bør eventuelt undersøges, hvor stor mængden af bundfældeligt stof er i spildevandet. For BI5 vil behovet for en regulering afhænge af en vurdering af renseanlæggets kapacitet, herunder den kapacitet, som er afsat til oplandet, hvor virksomheden er beliggende, eller den kapacitet som i spildevandsplanen eventuelt er afsat direkte til virksomheden, idet det vurderes, at afledningen ikke umiddelbart kan nedbringes yderligere ved anvendelse af BAT. For tungmetallerne viser beregningerne, at der er behov for en yderligere begrænsning af kobber og zink, mens det ikke ser ud til, at der vil være problemer med bly-, chrom- og nikkelkoncentrationen ved den nuværende produktion. Bly-, chrom- og nikkelkoncentrationen ligger dog forholdsvis tæt på vejledningens grænseværdier, så en regulering i form af krav til afledning af bly, kobber og nikkel vil være hensigtsmæssig. Da målet er, at hæmningen ikke bør være mere end 20 %, er der fortsat grundlag for at arbejde for at nedbringe hæmningen og følge niveauet ved målinger. COD/BIO5- forholdet (= ca. 4,5) er større end 3 og indikerer dermed også et ret høj andel af tungt nedbrydelige stoffer i spildevandet. Dette kunne være årsag til den observerede hæmning. På samme måde kan koncentrationerne af specifikke organiske stoffer vurderes baseret på opgørelserne af det samlede årlige forbrug som opgjort i tabel 5.2.1, jf. tabel 6.1.2.

Tabel 6.1.2 Middelkoncentrationer af A- og B- stoffer i spildevand sammenholdt med grænseværdier

	Årligt forbrug (kg)	% afledt til kloak	Skønnet afledning (kg/år)	Årlig middelskonc. (1) (µg/L)	Grænseværdi (µg/L)	Reguleringsbehov
A-stoffer:						
NPE	125	2 %	2,5	230	0 (2)	Afgørende forbedring ønskelig
Diuron	<25	2 %	<0,5	<46	0 (2)	Afgørende forbedring ønskelig
B-stoffer:						
LAS	10	100 %	10	930	700	Forbedring ønskelig
Texanol	25	2 %	0,5	46	150	Afledning acceptabel

(1) Beregningerne er udført på basis af en årlig vandmængde på 10.800 m³/år.

(2) Grænseværdier for liste A-stoffer er i princippet altid nul, da stofferne er uønskede i afløbssystemet.

Det kan konkluderes, at der er behov for begrænsning af de afledte liste A-stoffer i forhold til den nuværende produktion. Desuden er det ønskeligt at udledningen af LAS nedbringes.

Virksomhed og myndighed aftaler, at virksomheden inden for et år skal udarbejde en handlingsplan for, hvorledes afledningen af tungmetallerne kobber og zink, liste B-stoffet LAS og suspenderet stof kan reduceres, og hvordan afledningen af liste A-stofferne NPE og diuron kan reduceres med henblik på afvikling. Planen skal indeholde en teknisk, økonomisk og miljømæssig vurdering af mulighederne for at reducere/afvikle afledningen af disse stoffer ved anvendelse af BAT. Desuden skal planen indeholde en konkret tidsplan for gennemførelsen af valgte løsninger.

6.2 Kontrolprogram

Som omtalt i indledningen til dette kapitel skal der ved fastsættelse af vilkår for afledning af spildevand, altid stilles krav til kontrol af overholdelsen af disse vilkår. For anlægs- og driftsvilkår vil der typisk være tale om krav om dokumentation i form af f.eks. tegninger, driftsvejledninger, procesbeskrivelser og driftsjournaler. For krav om handlingsplaner vil det typisk være krav om udarbejdelse af redegørelser, mens der for krav om overholdelse af specifikke grænseværdier vil skulle udføres en egentlig udløbskontrol.

Som udgangspunkt bør der generelt alene stilles krav om kontrol af parametre, for hvilke der samtidig stilles vilkår om kravværdier, der skal være opfyldt. Der kan dog være situationer, hvor det kan være relevant at følge udviklingen af en parameter over tid, uden at der stilles vilkår om kravværdi for den pågældende parameter, f.eks. hvis der er tvivl om, hvorvidt et stof er til stede i spildevandet.

6.2.1 Gradueret afløbskontrol

Kontrol tilpasset virksomheden

Afløbskontrollen skal til enhver tid tilpasses den enkelte virksomhed, således at aktuelle behov for kontrol gennemføres på baggrund af en konkret vurdering under hensyntagen til proportionalitetsprincippet. Vurderingen kan tage udgangspunkt i de fire kontrolniveauer (0-III), der er illustreret i tabel 6.2.1.

Der kan på baggrund af en konkret vurdering godt fastsættes et forskelligt antal kontrolprøver for forskellige parametre.

Til fastlæggelse af omfanget af afløbskontrollen, specielt hvad angår antallet af prøver pr. år, er der i det efterfølgende beskrevet en metode til graduering af kontrollen. Gradueringen bør administreres fleksibelt, men ved krav om afløbskontrol skal prøvetagning, analysering (afsnit 6.2.3) og kontrolregler (afsnit 6.2.2) altid specificeres.

Ved graduering af afløbskontrol kan der skelnes mellem uproblematisk virksomheder og virksomheder med særlige forhold.

Med udtrykket uproblematisk virksomheder refereres der til virksomheder, der alene håndterer stoffer, der hører til følgende stofgrupper:

- C-stoffer.
- B-stoffer i koncentrationer i sikker afstand fra grænseværdierne, jf. kapitel 3.
- Tungmetaller i koncentrationer i sikker afstand fra grænseværdierne, jf. kapitel 3.

Med udtrykket virksomheder med særlige forhold refereres der til virksomheder, der håndterer mindst én af følgende stofgrupper:

- A-stoffer.
- B-stoffer i koncentrationer omkring eller over grænseværdierne, jf. kapitel 3.
- Tungmetaller i koncentrationer omkring eller over grænseværdierne, jf. kapitel 3.

Andre forhold ved en virksomhed og dens spildevand kan berettige til, at virksomheden administrativt indgår som en virksomhed med særlige forhold. Dette kan eksempelvis være virksomheder, hvor det er vanskeligt at skabe klarhed over spildevandsmængden eller dens sammensætning.

Som eksempel på virksomheder, der typisk afleder til kloak, og som vil falde i kategorien virksomheder med særlige forhold, kan nævnes galvanindustrien, kemisk industri, grafisk industri, fotolaboratorier, farve-lakindustri, tekstilfarverier, pesticidformulering og genvindingsindustri.

Graduering efter vandmængde

Graduering af virksomheder efter tilladt afledt vandmængde er vanskeligt at gøre generelt, da det i langt de fleste tilfælde er spildevandets sammensætning, der er afgørende for, om det er problematisk. For at give en indikation anbefales dog følgende:

- at der for *virksomheder med særlige forhold* skelnes mellem mindre og større mængde afledt spildevand ved en afledning på ca. 4.000 m³/år.
- at der for de *uproblematisk virksomheder* skelnes mellem mindre og større mængde afledt spildevand ved en afledning på ca. 10.000 m³/år.

Denne graduering må dog justeres proportionalt med produktionstiden for sæsonprægede virksomheder. I alle tilfælde bør tallene gælde for industrispildevand, eksklusiv kølevandsmængden eller dens sammensætning.

Når en virksomhed indfører ny teknologi eller vandbesparende foranstaltninger til markant at reducere den afledte vandmængde, er der risiko for, at virksomhedens spildevand bliver meget koncentreret. I så fald vil B-stoffer og tungmetaller ofte være til stede i koncentrationer omkring eller over vejledningens grænseværdier, jf. afsnit 6.1.4. Ved identifikation af en sådan virksomheds kontrolniveau foreslås det, at kommunen tager udgangspunkt i den faktiske vandmængde og den stofkoncentration, som teoretisk set ville være til stede, hvis virksomheden ikke havde reduceret vandmængden, men alene stofmængden. Dette har bl.a. som konsekvens, at virksomheder, der har opnået vandbesparelser, men koncentreret spildevand, også har mulighed for at opnå et lempeligt kontrolniveau, jf. den følgende beskrivelse af kontrolniveauer.

Tabel 6.2.1 Retningslinjer for gradueret afløbskontrol opdelt i fire kontrolniveauer(0- III) for uprobl
ematisk virksomheder.

	Uproblematisk virksomheder
	• Ingen A-stoffer • B-stoffer og/eller tungmetaller i sikker afstand fra grænseværdier
Mindre mængde spildevand: < ca. 10.000 m ³ /år	Kontrolniveau 0: Karakterisering (1) 1-2 prøver (engangskontrol)
Større mængde spildevand: > ca. 10.000 m ³ /år	Kontrolniveau I: Løbende simpel kontrol 2-6 prøver pr. år

(1) Karakterisering i forbindelse med ny tilladelse eller ændrede forhold.

Tabel 6.2.2 Retningslinjer for gradueret afløbskontrol opdelt i fire kontrolniveauer(0- III) for virksomheder med særlige forhold.

	Virksomheder med særlige forhold	
	• Ingen A-stoffer • B-stoffer og/eller tungmetaller tilstede omkring eller over grænseværdier	• A-stoffer tilstede • B-stoffer og/eller tungmetaller tilstede omkring eller over grænseværdier
Mindre mængde spildevand: < ca. 4.000 m ³ /år	Kontrolniveau I: Løbende simpel kontrol 2-6 prøver pr. år	Kontrolniveau II: Løbende alm. kontrol 6-8 prøver pr. år
Større mængde spildevand: > ca. 4.000 m ³ /år	Kontrolniveau II: Løbende alm. kontrol 6-8 prøver pr. år	Kontrolniveau III: Løbende intensiv kontrol 8-12 eller flere prøver pr. år

Kontrolniveau 0 – III

Kontrolniveau 0

For uproblematisk virksomheder - med lille spildevandsafledning, ingen afledning af A-stoffer og kun ubetydelig afledning af B-stoffer og tungmetaller - kan kontrolprogrammet begrænses til at omfatte en karakterisering i forbindelse med udarbejdelse af tilslutningstilladelsen. Formålet er at bekræfte forventningerne til sammensætningen af spildevandet. Krav om driftsjournal kan være relevant for denne type virksomhed.

Som nævnt er der en af betingelserne for at anvende dette kontrolniveau, at spildevandet ikke indeholder A-stoffer. Det er imidlertid almindeligt udbredt, at spildevand indeholder mindre mængder mineralsk olie, uden at spildevandet af den grund kan anses for videre problematisk. Når mineralsk olie kun forekommer i spildevandet i moderat omfang, anbefales det derfor, at kommunen ved identifikation af passende kontrolniveau ser bort fra A-stoffer, der kan henføres til mineralsk olie.

Konsekvensen af dette er, at f.eks. virksomheder med recirkuleringsanlæg, og dermed reduceret spildevandsmængde, vil kunne opnå kontrolniveau 0, under forudsætning af at der ikke anvendes produkter, der indeholder A- eller B-stoffer.

Opstår der mistanke om, at et anlæg kontrolleret under kontrolniveau 0 ikke fungerer tilfredsstillende, kan myndigheden efter miljøbeskyttelsesloven påbyde skærpet kontrol i form af f.eks. prøver til analyse for relevante parametre.

Kontrolniveau I

Næste kontrolniveau anvendes på virksomheder, der er vurderet uproblematisk med hensyn til organiske miljøfarlige forurenende stoffer og tungmetaller, men hvor den afledte spildevandsmængde er af en vis størrelse. Kontrolniveau I anvendes desuden på virksomheder med en lille spildevandsafledning, når koncentrationen af B-stoffer og/eller tungmetaller ligger omkring eller over grænseværdierne.

En af betingelserne for at anvende dette kontrolniveau er, at spildevandet alene har et moderat indhold af A-stoffer.

Når mineralsk olie kun forekommer i spildevandet i moderat omfang, anbefales det, at kommunen ved identifikation af passende kontrolniveau ser bort fra A-stoffer, der kan henføres til mineralsk olie, jf. bemærkninger til kontrolniveau 0.

På kontrolniveau I vil der være behov for løbende kontrol med 2-6 prøver pr. år. Inden for kontrolniveauet bør mindre miljøbelastende aktiviteter, almindeligvis udtage enkelte prøver pr. år, mens der ved mere miljøbelastende aktiviteter bør udtages op til 6 prøver pr. år.

Hvis en virksomhed kan dokumentere, at udløbskvaliteten efter mindst 3 års kontrolprøver ligger stabilt lavt, kan kommunen efter ansøgning, efter miljøbeskyttelsesloven § 28, stk. 3, træffe beslutning om at reducere prøvetagningsfrekvens til, at der kun skal udtages 2-6 prøver hvert andet år. Kommunen tager stilling til, om der er forsvarligt grundlag til at reducere prøvetagningsfrekvensen. At udløbskvaliteten ligger stabilt lavt betyder, at tilgængelige måleresultater permanent skal ligge på et niveau i god afstand fra de meddelte krav til afledning. Det forudsættes, at kravene til afledning afspejler BAT, så der ikke er givet tilladelse til større afledning end nødvendigt.

Kontrolparametrene vil afhænge af det enkelte spildevand være f.eks. temperatur, pH, olie/fedt, kvælstof, fosfor, organisk stof, bundfældeligt stof og/eller suspenderet stof. Desuden kan der suppleres med relevante kemiske parametre, herunder analyse for B-stoffer og tungmetaller. Behovet for kontrolparametre kan evt. justeres efter en vis periode, så egenkontrollen bedre tilpasses aktiviteten (afgørelse med klagemulighed), enten efter ansøgning fra den ansvarlige for aktiviteten eller efter påbud fra kommunen.

Der bør desuden indberettes om forbrug af råvarer, hjælpestoffer mv. og specielt stilles krav om driftsjournaler for forbruget af råvarer indeholdende A- eller B-stoffer eller tungmetaller.

Virksomheder med spildevand særligt domineret af specifikke C-stoffer eller karakteriseret ved et større antal C-stoffer bør tillige undersøges for spildevandets eventuelle hæmmende effekter over for renseanlæggets processer, gennem undersøgelse for nitrifikation eller eventuelt slamhæmning.

Kontrolniveau II

Kontrolniveau II anvendes på virksomheder med særlige forhold med en større spildevandsmængde, når det er vurderet, at der indgår B-stoffer og/eller tungmetaller i koncentrationer omkring eller over grænseværdien. Desuden anvendes kontrolniveau II på virksomheder med en mindre spildevandsmængde, når der også afledes A-stoffer.

Er A-stofferne alene til stede som følge af, at spildevandet indeholder mineralsk olie i moderat omfang, anbefales dog kontrolniveau I, jf. bemærkningerne til kontrolniveau I.

På kontrolniveau II vil der være behov for løbende kontrol med 6-8 prøver pr. år.

Der bør desuden indberettes om forbrug af råvarer, hjælpestoffer mv. og specielt stilles krav om driftsjournaler for forbruget af råvarer indeholdende A- eller B-stoffer eller tungmetaller.

I forhold til kontrolniveau I vil der typisk skulle suppleres med undersøgelser af spildevandets hæmmende effekter over for renseanlæggets processer, specielt nitrifikation eller eventuelt slamhæmning samt relevante kemiske parametre. Disse parametre kan omfatte tungmetaller og specifikke analyser for organiske stoffer.

Kontrolniveau III

Endelig anvendes kontrolniveau III på virksomheder med særlige forhold med en større spildevandsmængde, når det ved målinger eller ved vurdering af råvarer og produkter er identificeret, at der afledes A-stoffer. Er A-stofferne alene til stede som følge af, at spildevandet indeholder mineralsk olie i moderat omfang, anbefales dog kontrolniveau II, jf. bemærkningerne til kontrolniveau II.

Kontrolniveau III bør desuden anvendes på virksomheder, hvor specifikke B-stoffer eller tungmetaller er specielt dominerende. Andre særlige forhold vedrørende en virksomhed kan berettige til dette kontrolniveau.

På kontrolniveau III bør der kræves intensiv kontrol med 8-12 eller flere prøver pr. år.

I forhold til kontrolniveau II bør kontrollen suppleres med en afviklingsplan for specifikke A-stoffer. Samtidig bør indberetningspligten vedrørende brug af råvarer, hjælpestoffer m.v. være betydelig mere omfattende end på de andre kontrolniveauer. Krav om driftsjournal bør altid indgå.

Alle prøver analyseres for parametre med kravværdier

Ved de 4 kontrolniveauer (0-III) bør de udtagne prøver inden for en kontrolperiode som udgangspunkt analyseres for samtlige parametre, kommunen vurderer, at det er relevant at fastsætte kravværdier for afledning, jf. kapitel 2. Dog vil det ofte være tilstrækkeligt, at test for nitrifikationshæmning udføres på et færre antal prøver.

For parametre, hvor virksomheden selv har svært ved at styre udløbskvaliteten i forhold til den pågældende parameter, bør det overvejes, om et færre antal prøver til analyse for sådanne parametre på sigt kan accepteres. Denne anbefaling retter sig mod forhold, hvor udefrakommende emner behandles, så en miljøbelastning fra disse emner overføres til spildevandet, typisk vask/rengøring af emner. Derimod er anbefalingen ikke rettet mod de produkter/råvarer, der anvendes i en virksomhed.

Manglende kravoverholdelse

Ved overskridelse af krav i en tilladelse kan det være aktuelt at påbyde en mere intensiv udløbskontrol, efter reglerne i miljøbeskyttelsesloven § 30, med det formål at opnå bedre viden om spildevandets sam-

mensætning, dvs. en skærpelse af virksomhedens egenkontrol. I øvrigt følges reglerne om håndhævelse, jf. afsnit 2.2.

Startfase

Det kan desuden være relevant i forbindelse med en tilladelse eller et påbud at stille vilkår om et intensivt tilsyn i en startfase, f.eks. ved indkøring af en ny produktion eller nye renseforanstaltninger. Dette kan bidrage til en kortlægning og nærmere vurdering af forureningsniveauet, bl.a. med henblik på at fastlægge krav til driftskontrol.

Kontrolperiode

Kontrolperioden skal præciseres, og det skal samtidig specificeres, hvornår i kontrolperioden prøverne skal udtages. Typisk vil det være relevant med en kontrolperiode på et år, f.eks. fra 1. januar til 31. december, eller hvad der svarer til perioden for grønt regnskab.

En kortere periode kan anvendes, når dette vurderes hensigtsmæssigt. F.eks. kan kommunen ved mistanke om store svingninger i udløbskvaliteten fra dag til dag efter reglerne i miljøbeskyttelsesloven § 30, påbyde den pågældende virksomhed et intensivt kontrolprogram med en kontrolperiode på f.eks. 3 måneder, jf. afsnit 2.2.

Kontinuert prøvetagning

I tilfælde, hvor der mistanke om store dag-til-dag svingninger i udløbskvaliteten, kan det også være hensigtsmæssigt, at virksomheden påbydes at udføre kontinuert prøvetagning med opbevaring af døgnprøver fra alle døgn, hvis der er tale om analyseparametre, der kan tåle opbevaring. Dette giver mulighed for at dokumentere en hvilken som helst dags afledning, samt varigheden af en eventuel overskridelse bagud i tid.

Mangelfulde oplysninger

Ved mistanke om uacceptabel udløbskvalitet eller mistanke om, at der ikke foreligger fyldestgørende oplysninger om en tilladning, har kommunen mulighed for med miljøbeskyttelsesloven § 72, efter skriftlig forvarsling, at påbyde virksomheden at undersøge sammensætningen af spildevandet nærmere, jf. kap. 2.

Myndighedskontrol

Det er hensigtsmæssigt at supplere virksomhedens egenkontrol med en myndighedskontrol (uvildig kontrol), som kan gennemføres med passende mellemrum.

6.2.2 Valg af kontroltype og kontrolregel

Ved fastsættelse af afledningskrav kan der skelnes principielt mellem to typer krav:

- Krav, der har til formål at regulere, at akutte effekter undgås ved, at bestemte koncentrationer ikke overskrides.
- Krav, der handler om at regulere den samlede afledte mængde over en tidsperiode.

Akutte effekter

Som beskrevet i kapitel 3 er alle de miljømæssige vurderinger af mulige indholdsstoffer i spildevandet afledt til biologiske renseanlæg vurderet i forhold til koncentrationer.

Parametre der kan have akutte effekter på kloaksystemet, renseanlæggene eller i vandområdet er eksempelvis nitrifikationshæmning, pH, temperatur, stoffer med høj akut giftighed (typisk A-stoffer) og stoffer, der kan give anledning til korrosion (f.eks. sulfat/svovlbrinte). Disse stoffer bør kontrolleres enten ved absolutte krav eller ved tilstandskontrol efter DS 2399⁷⁸⁾ afhængig af antallet af prøver.

Afledte mængder

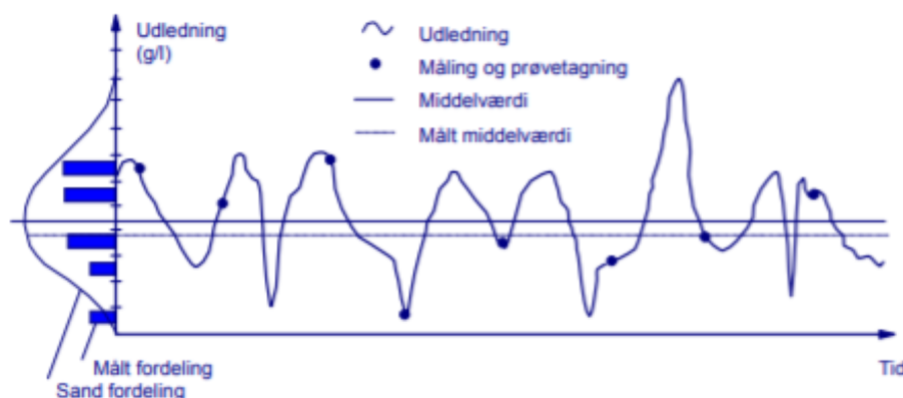
For flertallet af parametre er det den afledte mængde over en tidsperiode, der er relevant at regulere. For disse stoffer skal grænseværdierne opfattes som et acceptabelt koncentrationsniveau, som bør kontrolleres ved enten gennemsnit af et antal prøver eller ved transportkontrol efter DS 2399 afhængig af antallet af prøver. Det er samtidig et grundlæggende princip, at kravfastsættelsen skal ske individuelt for den enkelte virksomhed baseret på en samlet miljømæssig og teknisk-økonomisk vurdering.

Kontinuert måling

Det vil kun i ganske få tilfælde være relevant at stille krav om kontinuert måling af spildevandsparametre. Ofte vil det være både mest hensigtsmæssigt og tilstrækkeligt at kræve kontrollen af en afledning udført på baggrund af stikprøver eller døgnprøver.

Stikprøvebaseret kontrol

Den grundlæggende problemstilling ved stikprøvebaseret spildevandskontrol er, at data ikke viser den sande vandkvalitet, men kun et statistisk set tilfældigt billede af den varierende vandkvalitet, der har været over kontrolperioden (jf. figur 6.2.1). Bemærk at sammensatte døgnprøver i statistisk forstand betragtes som stikprøver, fordi de kun repræsenterer en lille del af kontrolperioden.



Figur 6.2.1 Illustration af sammenhæng mellem sand vandkvalitet og vandkvaliteten beskrevet på basis af et antal stikprøver.

Kontrolregler

I kontrolsammenhæng er det den sande vandkvalitet, som er interessant. Men kontrollen er samtidig nødt til at basere sig på stikprøvekontrollens data, da anden information ikke findes. Det er derfor nødvendigt at vælge, hvilken kontrolregel, der skal anvendes, og angive dette i tilladelsen. Kontrolreglen beskriver, hvornår vandkvaliteten overholder et givent krav.

Kontrolregler kan principielt set opdeles i to kategorier:

- Krav, der skal overholdes for de enkelte spildevandsprøver (absolutte krav).
- Krav, der skal overholdes for prøvernes middelværdi og eventuelt standardafvigelse.

Det kan dog også i visse tilfælde være relevant at kombinere de to kategorier. Inden for kategorierne er der i tabel 6.2.3 vist fire eksempler på kontrolregler.

Absolutte krav

Generelt bør absolutte krav kun anvendes for parametre, hvor spidsværdier i udledningen er kritisk for kloaknettet, renseanlæggets funktion eller akutte effekter i vandmiljøet. Dette vil være parametre som for eksempel vandmængde, temperatur, pH og nitrifikationshæmning.

Ved valg af kontrolregel bør man være opmærksom på, at absolutte krav til enkeltprøver samt anvendelse af simpel middelværdi reelt resulterer i, at den sande afledning skal ligge væsentligt under kravværdien. Endvidere gælder, at jo mere afledningen varierer, jo mindre skal den sande middelværdi være for at overholde kravværdien.

Tabel 6.2.3 Eksempler på kontrolregler (1-4).

	Kontrolregel		
Krav til enkeltprø-ver	1.	Enhver stikprøve (x_i) skal overholde kravet (K) (absolut krav)	$x_i \leq K$
	2.	Enhver stikprøve (x_i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolutkrav)	$x_i \leq \text{f.eks. } 2 - 4 \text{ gange } K$ Kombination med K fra kontrolregel 3
Krav til	3.	Stikprøvernes middelværdi (X) skal	$X \leq K$
Middelværdi		overholde kravet (K)	
	4.	Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399:2006	$C \leq K$ Hvor C er kontrolstørrelsen, som beregnes ud fra: $\ln C = \alpha + k_n \cdot \beta$ jf. DS 2399:2006

* α : Gennemsnit af logaritmerede kontrolværdier; k_n : Justeringsfaktor; β : Standardafvigelsen af logaritmerede kontrolværdier.

Tabel 6.2.

Der er i tabel 6.2.4 opstillet anbefalinger til, hvordan de ovennævnte kontrolregler i tabel 6.2.3 anvendes i forhold til retningslinjerne for graderet afløbskontrol, jf. tabel 6.2.1. Ud for hvert kontrolniveau (0-III) er der i tabel 6.2.4 angivet flere muligheder for kontrolregler (1-4), men kun én af reglerne skal anvendes til kontrol af en afledning, med mindre andet direkte er angivet i tabellen. Kontrolregler skal altid, ligesom antallet af prøver, fastsættes ud fra en konkret vurdering af virksomhedens afledning. Der skelnes i tabellen mellem kontinuert og varierende afledning af spildevand.

Hvor muligt anvendes DS 2399

Som beskrevet i tabel 6.2.4 anbefales det som udgangspunkt at anvende gældende DS 2399 som kontrolregel ved krav om 6 prøver eller mere, med mindre afledningen er af meget varierende karakter, som beskrevet herunder. Alternativt anbefales det at stille krav til middelværdien af prøverne, eventuelt, for de parametre, hvor spidsværdier i udledningen er kritisk, kombineret med et absolut krav. Ved krav om karakterisering af spildevandets sammensætning ved udtagning af 1-2 prøver indledningsvis anbefales det at stille kravet til afledning som et vejledende krav.

Vejledende krav

Vejledende krav er krav, der i modsætning til almindelige krav ikke kan retshåndhæves, men kommunalbestyrelsen kan indskærpe eller henstille, at et vejledende krav overholdes, da virksomheden skal indrettes og drives med henblik på at overholde et vejledende krav. Overskridelse af et vejledende krav indikerer, at der er behov for nærmere undersøgelser af, hvad overskridelsen skyldes. Kommunen har således, som tilsynsmyndighed, mulighed for at bede om en redegørelse for omstændighederne og for at påbyde nødvendige ændringer af vilkår og egenkontrol.

DS 2399

Den gældende danske standard for statistisk baseret afløbskontrol, DS 2399 (kontrolregel 4), er udviklet med henblik på kontrol af renseanlæg samt virksomheder med kontinuert udledning. Standarden foreskriver, at seks prøver (døgnprøver) er den nedre grænse for det antal, der kan anses for statistisk, jf. DS 2399:2006. For virksomhedsafledninger kan standarden således anvendes, hvor der udtages fra seks prøver og opefter, og hvor afledningen samtidig kan antages at være kontinuert.

Tabel 6.2. Anbefalede kontrolregler (1-4) ved kontrolniveau(0-III). Kontrolreglerne er nærmere beskrevet i tabel 6.2.3. Det øverste skema er baseret på kontinuerlig afledning og det nederste på varierende afledning.

Anbefalede kontrolregler (1-4) ved kontinuert spildevandsafledning			
Kontrolniveau 0	Kontrolniveau I	Kontrolniveau II	Kontrolniveau III
Karakterisering	2-6 prøver pr. år	6-8 prøver pr. år	≥ 8-12 prøver pr. år
1. Enhver stikprøve (xi) skal overholde kravet (K) (absolut krav)*	4. Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399** 3. Stikprøvernes middelværdi (X) skal overholde kravet (K), evt. suppleret med: 2. Enhver stikprøve (x _i) skal overholde f.eks. mellem 2 og 4 gange kravet til stikprøvernes middelværdi (absolut krav)	4. Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399**	4. Kontrolstørrelsen (C) skal overholde kravet (K), jf. DS 2399**
	1. Enhver stikprøve (xi) skal overholde kravet (K) (absolut krav)		

* Anbefales stillet som vejledende krav., ** Forudsætter mindst 6 prøver.

Kontinuert afledning

Kontinuert afledning er nærmere bestemt en spildevandsafledning, som tilnærmelsesvis kan beskrives ud fra en logaritmisk normalfordeling. Det er vist, at en logaritmisk normalfordeling generelt passer bedre til udløbsdata fra renseanlæg end almindelige normalfordeling, jf. DS 2399.

Generelt er det større virksomhedsafledninger gennem interne renseanlæg eller udligningsbassiner, der kan karakteriseres som kontinuerte afledninger. Det vil sige, at det er større virksomheder på kontrolniveau II (6-12 prøver pr. år) og III (12 eller flere prøver pr. år) med interne renseanlæg eller anden form for udligning, som kan kontrolleres ved hjælp af DS 2399.

Varierende afledning

Ved direkte afledninger fra produktionen vil spildevandet normalt variere i takt med produktionsaktiviteterne. Afledningerne kan derfor ikke altid beskrives som kontinuerte. Dette kan afhjælpes ved, at der etableres en form for udligning af spildevandsstrømmen. Hvis dette ikke vurderes rimeligt, kan variationen konkret modvirkes gennem tilrettelæggelse af prøvetagningen og forøgelse af antallet af prøver.

Prøvetagningen kan tilrettelægges således, at der kun udtages prøver fra perioder, hvor der faktisk afledes fra den produktion, der ønskes kontrolleret. Hermed kan variationen reduceres.

Hvis det på trods af disse tiltag ikke vurderes, at afledningen kan karakteriseres som en kontinuert afledning, bør kontrolreglen udformes som krav til middelværdien (kontrolregel 3), eventuelt kombineret med absolutte krav for enkeltprøver (kontrolregel 2), hvis dette er relevant.

Absolutte krav, når prøveantallet er < 6

For kontrolniveauerne (0 og I), hvor der anbefales udtagning af færre end seks prøver pr. år, bør kontrolreglen udformes som krav til middelværdien (kontrolregel 3), eventuelt kombineret med, at det enkelte måleresultat ikke må overstige kravværdien med mere end en nærmere fastsat faktor (mellem f.eks. 2 og 4) (kontrolregel 2). Hvor det vurderes nødvendigt, kan kravene stilles som absolutte krav, således at resultatet af den enkelte måling ikke må overskride grænseværdien (kontrolregel 1).

I det nedenstående er der opstillet to eksempler på vilkår i kontrolprogrammer. Ét med udtagning af to prøver pr. år, og ét med 12 prøver pr. år, hvor der er kontinuert afledning, således at DS 2399 kan anvendes.

Virksomhedseksempel - Krav til afledning

Udtagning af 2 prøver pr. år – Absolut krav (kontrolregel 1, jf. tabel 6.2.4)

Krav til afledning:

Vilkår 1.2:

Spildevandets indhold af sulfat må ikke overskride 500 mg/L ($K = 500$ mg/L).

Kontrolregel: Kravet er overholdt, når de enkelte døgnmålinger foretaget efter vilkår 2.2 viser afledte koncentrationer under kravværdien.

Kontrolperiode: Kalenderårets produktionsdage (ca. 225 dage for hverdagsproduktioner).

Egenkontrolvilkår:

Vilkår 2.2:

Vilkår 1.2 skal kontrolleres ved udtagning af mindst to døgnprøver pr. år. Døgnprøverne udtages som flowproportionale døgnprøver over to efterfølgende produktionsdøgn i januar-marts måned.

Prøvetagning og analyser skal udføres af et firma og laboratorium, som er akkrediteret hertil.

Udtagning af 12 prøver pr. år – Kontrol af middelværdi ved DS 2399 (kontrolregel 4, jf. tabel 6.2.4)

Krav til afledning:

Vilkår 1.2:

Kravet til spildevandets indhold af bly er 37 µg/L baseret på de vejledende grænseværdier (Hav), se tabel 3.11.2.

Kontrolregel: Kravet er overholdt, når middelværdien for de efter vilkår 2.2 udtagne prøver er under kravværdien. Middelværdien beregnes som kontrolstørrelsen C efter DS 2399 (Statistisk kontrolberegning af afløbsdata).

Kontrolperiode: Kalenderårets produktionsdage (ca. 225 dage for hverdagsproduktioner).

Såfremt det vurderes at være hensigtsmæssigt kan det fastlægges, at kontrollen ud over kontrol over kalenderåret, skal kunne udføres som en løbende kontrol, hvor grænseværdien skal overholdes inden for de seneste 12 måneder.

Vilkår 2.2:

Vilkår 1.2 skal kontrolleres gennem udtagning af mindst 2 prøvetagningsserier á 6 døgnprøver pr. år. Prøvetagningsserierne skal gennemføres halvårligt med minimum 5 måneders mellemrum. Døgnprøverne udtages som flowproportionale døgnprøver over seks efterfølgende produktionsdøgn.

Prøvetagning og analyser skal udføres af et firma og laboratorium, som er akkrediteret hertil.

6.2.3 Tilrettelæggelse og gennemførelse af kontrol

Når der stilles krav om overholdelse af specifikke kravværdier, bør der samtidig stilles krav til dokumentation af overholdelsen i form af et antal egenkontrolprøver. Det er virksomhedens ansvar at foretage eller få foretaget disse egenkontrolprøver og samtidig at afholde udgifterne i forbindelse hermed.

Præcisering af egenkontrol

Ved fastsættelse af vilkår om egenkontrol bør følgende principper være opfyldt:

- Egenkontrollens omfang og udførelse skal klart præciseres.
- Hver enkelt prøve skal gennemløbe en klar og dokumenteret vej fra prøvetagning til rapportering.
- Produktionsforholdene under prøvetagningen skal præciseres.
- Afrapportering af egenkontrollen skal præciseres.

I det følgende beskrives en række øvrige forhold, der er vigtige at være opmærksomme på i forbindelse med både egen- og myndighedskontrol.

Akkrediteret prøvetagning og analyse

I henhold til analysekvalitetsbekendtgørelsen⁷⁹⁾ skal spildevandsprøvetagning foretages af et akkrediteret firma, og den efterfølgende analyse skal ske på et akkrediteret laboratorium.

Endvidere kan prøvetagning og analyse, som indgår i en virksomheds egenkontrol, udtages og analyseres af virksomheden selv på eget laboratorium, hvis ikke kommunen har fastsat andet.

I henhold til § 10, stk. 4, i analysekvalitetsbekendtgørelsen gælder der følgende:

Hvis egenkontrol, der udføres af en virksomhed i medfør af miljøbeskyttelsesloven, ikke opfylder kravene i analysekvalitetsbekendtgørelsen, kan tilsynsmyndigheden i medfør af miljøbeskyttelsesloven § 72, stk. 3, påbyde virksomheden, at egenkontrol skal udføres i overensstemmelse med analysekvalitetsbekendtgørelsens bilag 1-4.

Registrering af produktionsforhold

Prøvetagninger bør altid ske på en sådan måde, at det sikres, at der samtidig sker registrering af relevante oplysninger om produktionsforholdene, således at eventuelle afvigelser i driften registreres.

Repræsentativ prøvetagning

De fleste virksomheder vil have et meget varierende afledningsmønster, både over døgnet og over ugen. For at udtage en repræsentativ prøve er det som oftest nødvendigt, at prøveudtagningen sker flowproportionalt, normalt som døgnprøver. For visse virksomheder kan prøvetagningen dog gøres mere repræsentativ ved udtagning af ugeblandeprøver (eventuelt sammenstukket vandføringsvægtet af døgnprøver), såfremt der er tale om analyseparametre, der kan tåle opbevaring. Nederst på Miljøstyrelsens side om ”MFS og punktkilder” findes et udvalg af teknisk anvisninger, der indeholder anvisninger om opbevaring og konservering af spildevandsprøver for en række parametre. Der findes i dag kommercielt tilgængelige driftssikre systemer, hvorved flowmålinger og tilhørende prøvetagninger kan give pålidelige resultater. Særlige forhold kan efter en konkret vurdering begrunde, at prøvetagning foregår på anden vis, f.eks. ved for lavt flow. Tidsproportional prøvetagning bør som hovedregel kun anvendes, når det på forhånd er dokumenteret, at der er tale om en jævn afledning med hensyn til koncentration, flow og spildevandets sammensætning. Ofte vil stikprøver, der udtages i samarbejde med driftsfolk på virksomheden, give mere pålidelige resultater end en tidsproportional prøvetagning. Stikprøver bør ellers kun anvendes, hvor andet ikke er muligt af hensyn til den parameter, der ønskes målt, f.eks. ved flygtige stoffer som cyanider, olie/fedt og bundfældeligt stof. For mere detaljerede anbefalinger om prøvetagning af spildevand til kemisk analyse henvises til DS/ISO 5667-10.

Det skal præciseres, at prøvetagningsmetoden skal fastlægges i tilladelsen under hensyntagen til de konkrete forhold på virksomheden.

Prøvetagningssted

Valget af prøvetagningssted er vigtig bl.a. af hensyn til ønsket om en repræsentativ prøve. Lokaliteten skal derfor præciseres, f.eks. ved markeringer på kortskitser. DS/ISO 5667-10 beskriver generelle overvejelser, der bør indgå ved valg af prøvetagningssted.

Adskillelse af afløb

For alle tilladelser bør der arbejdes henimod, at prøvetagning af industrispildevand, sanitært spildevand og overfladevand kan ske separat. Overfladevand, der som følge af virksomhedens aktiviteter må forventes at kunne blive særligt forurenset, bør kontrolleres særskilt fra andet overfladevand, idet det

kan være relevant at stille særlige forureningsbegrænsende krav til denne del af afledningen. I hvert enkelt tilfælde må der tages stilling til, om industrispildevandet kan kontrolleres særskilt, eller om denne delstrøm fra en virksomhed kan accepteres kontrolleret efter sammenblanding med sanitært spildevand og overfladevand. Det skal dog bemærkes, at de grænseværdier, som er nævnt i kapitel 3, som udgangspunkt er gældende for virksomhedens industrispildevand alene. For nye virksomheder bør det være et krav, at alt industrispildevand samles i et enkelt udløb inden afledning til offentlig kloak

Målebrønd og målesystem

Der bør stilles krav om etablering af en målebrønd, indrettet med et lige gennemløb, således at der kan etableres automatisk flowmåler, når der foretages kontrolmålinger. Prøver på olieholdigt spildevand bør dog altid udtages i en frit faldende stråle, jf. Rørcenter-anvisning 006 om olieudskilleranlæg. Brønden bør være placeret med gode tilkørsels- og adgangsforhold, og med strømtilførsel i nærheden. I øvrigt skal bestemmelserne i bekendtgørelse om kloakarbejde m.v.⁸⁰⁾ være opfyldt.

For større tilladninger kan det være relevant også at kræve etableret et permanent målesystem med kontinuert flowmåling, registrering af temperatur og pH samt faciliteter for prøvetagning.

6.3 Udformning af en tilladelse

Som det fremgår af de forskellige kapitler i denne vejledning, er det vanskeligt at opstille generelle retningslinjer for udarbejdelsen af tilladelser til afledning af spildevand eller påbud om reviderede vilkår for afledningen. I afsnit 6.3.1 er der beskrevet en række punkter, der som minimum bør indgå i en tilladelse, mens der i afsnit 6.3.2 er givet et eksempel på udformningen af en tilladelse, hvorfra relevante dele kan anvendes som inspiration ved udarbejdelsen af konkrete tilladelser.

6.3.1 Minimumselementer i en tilladelse

Minimumsindhold i tilladelsen

Ved udformningen af en tilslutningstilladelsen bør følgende dele som minimum indgå:

- **Lovgrundlag.** Angive specifikke referencer til lovgrundlag.
- **Baggrund.** Beskrive baggrunden for tilladelsen med henvisning til ansøgningen (evt. varslingen, hvis der er tale om reviderede vilkår, der meddeles som påbud), samt væsentlige dokumenter, der har indgået i sagsbehandlingen.

Vilkår i afgørelsen:

- **Generelle forhold.** Specificere hvilken produktion og hvilke typer spildevand tilladelsen omfatter.
- **Anlægs- og driftsvilkår.** Specificere anlægs- og driftskrav, samt krav om hvilke kloakledninger/brønde afledningen skal ske igennem.
- **Vilkår til afledning, herunder kontrolregler.** Specificere kravværdier for stoffer og parametre, som spildevandet skal overholde, og krav om hvordan dette skal kontrolleres.
- **Egenkontrol.** Specificere krav til hvordan virksomheden skal kontrollere egen afledning gennem målinger eller driftskontrol.
- **Klagevejledning.** Beskrive virksomhedens muligheder for klage over tilladelsen, herunder klagefrist samt klageprocedure.
- **Domstole.** Oplyse at en afgørelse kan indbringes for domstolene.

Bilag i form af:

- Spildevandsteknisk beskrivelse. Beskrive de spildevandsproducerende aktiviteter og redegøre for brug af BAT og afledningernes type og omfang.

- Spildevandsteknisk vurdering. Kommunen vurderer spildevandsafledningerne og begrundes de opstillede vilkår.

I eksemplet i afsnit 6.3.2 er det illustreret, hvordan de enkelte punkter i en afgørelse kan udformes. Omfanget af vilkår kan være meget forskelligt afhængigt af spildevandets og produktionens kompleksitet. Det beskrevne eksempel er relativt omfattende. For mindre komplekse produktioner kan tilladelsen naturligvis opbygges mere enkelt under hensyntagen til ovenstående minimumselementer.

6.3.2 Eksempel på tilladelse

I det følgende er der beskrevet et eksempel på udformningen af en tilladelse til afledning af spildevand. Det skal understreges, at eksemplet kun skal betragtes som inspiration til udformning af en tilladelse. Hver enkelt tilladelse skal tilpasses de konkrete forhold og dermed udarbejdes virksomhedsspecifikt. Forklarende tekst og specifikke redigeringspunkter er markeret [].

Virksomhedseksempel

Adressat – virksomheden

Lovgrundlag

[Indsæt navn] Kommune meddeler hermed [virksomheds navn] tilladelse til afledning af spildevand til det offentlige kloaksystem på nedennævnte vilkår. Lovgrundlaget for tilladelsen er miljøbeskyttelsesloven, § 28, stk. 3.

Baggrund

Baggrunden for tilladelsen er virksomhedens ansøgning af [dato].

Virksomheden producerer vandbaseret maling. Forudsætningerne for tilladelsens vilkår er beskrevet i den spildevandstekniske beskrivelse og spildevandstekniske vurdering, jf. bilag [indsæt bilagsnummer].

[Det er en forudsætning for meddelelse af tilladelsen, at virksomheden forinden har redegjort for, at produktionen foregår ved anvendelse af BAT, og at kommunen i det konkrete tilfælde har vurderet, at den samlede belastning fra virksomheden indtil videre er acceptabel. Det er ligeledes en forudsætning, at virksomheden, jf. vilkår 5.1 om en handlingsplan, arbejder for på sigt at reducere belastningen til et niveau, der svarer til denne vejlednings anbefalinger.]

Alle planlagte ændringer i virksomhedens indretning og drift med indflydelse på spildevandsafledningerne skal, inden ændringen foretages, meddeles til kommunen, så det kan afklares, om dette udløser et behov for ansøgning om revision af vilkårene i denne tilladelse. Ved eventuelt ejerskifte eller ophør af produktionen skal kommunen underrettes, så snart dette forhold er kendt.

Tilladelsens vilkår - Generelt

Vilkår 1.1: Generelle forhold

Der må afledes følgende typer spildevand fra ejendommen:

- Overfladevand fra tagflader og befæstede arealer.
- Sanitært spildevand, herunder spildevand fra kantine og baderum.
- Industrispildevand fra de anlæg, der er omfattet af den spildevandstekniske beskrivelse med den beskrevne indretning og drift.

Vilkår 1.2: Uheld

Ved eventuelle uheld, hvor der er fare for afledning af stoffer/kemikalier ud over det tilladte, skal virksomheden straks kontakte kommunen på telefonnummer: [indsæt telefonnummer]. Virksomheden skal desuden udarbejde en redegørelse i henhold til vilkår 6.1.

Anlægs- og driftsvilkår

Vilkår 2.1: Overfladevand

Overfladevand fra omlasteområder og trafikerede arealer skal afledes via de etablerede olieudskille-re. Virksomheden skal for så vidt angår olieudskillere være tilsluttet en tømningsordning, der er godkendt af kommunen, og føre driftsjournal over tømningshyppigheder og mængder.

Vilkår 2.2: Industrispildevand

Alt industrispildevand skal afledes via brønd [indsæt brøndnummer].

Afledningsvilkår, kontrolregler

Vilkår 3.1: Spildevandsmængde

Den årlige mængde afledt proces- og sanitetsspildevand må ikke overstige 12.000 m³ målt mellem den 1/1 og 31/12. Desuden må den ugentlige mængde afledt industrispildevand og sanitært spildevand ikke overstige 500 m³.

Vilkår 3.2: Spildevandstemperatur

Kravet til temperaturen er max. 50 °C. Temperaturen må på intet tidspunkt overskride denne værdi.

Vilkår 3.3: Spildevandets pH

Kravet til pH er intervallet 6,5 til 9,0. pH skal på ethvert tidspunkt ligge inden for dette interval.

Vilkår 3.4: Spildevandets indhold af tungmetaller, suspenderet stof og BI₅

Kravet til spildevandets indhold af tungmetaller, suspenderet stof og organisk stof (BI₅) er, at spildevandet skal overholde de kravværdier, der er angivet i nedenstående tabel 6.3.1.

Kontrolreglen for tungmetaller, suspenderet stof og organisk stof (BI₅) er, at kontrolstørrelsen C efter DS 2399 (transportkontrol) ikke må være større end kravværdierne, der er angivet i tabellen.

Tabel 6.3.1 Krav til tungmetaller, suspenderet stof og BI₅.

Parameter	Kravværdi
Suspenderet stof (SS)	500 mg/L
Organisk stof (BI ₅)	600 mg/L
Zink	660 µg/L
Kobber	100 µg/L
Chrom	38 µg/L
Bly	37 µg/L

[Kravværdierne er fastsat ud fra en vurdering af, at virksomheden i dag anvender BAT og med den nuværende produktion har en afledning på et niveau svarende til kravværdierne. Virksomheden skal dog

ifølge vilkår 5.1 arbejde på at reducere afledningen med henblik på at bringe den ned på niveau med vejledningens anbefalinger.]

Vilkår 3.5: Spildevandets nitrifikationshæmmende effekt

Kravet til spildevandets nitrifikationshæmmende effekt er, at hæmningen skal begrænses mest muligt, og nitrifikationshæmning målt på det samlede spildevandsudløb må ikke overskride 50 % ved 200 mL/L. Alle undersøgte døgnprøver skal overholde kravet. Hvis nitrifikationshæmningen overstiger 20 % ved 200 mL/L, skal virksomheden foretage yderligere undersøgelser af spildevandets sammensætning og senest efter 2 måneder fremsende en redegørelse for årsagen til hæmningen, samt en handlingsplan, inkl. tidsplan, for nedbringelse af hæmningen til under 20 %.

Vilkår 3.6: Spildevandets indhold af miljøfarlige forurenende organiske stoffer

Kravet til spildevandets indhold af miljøfarlige forurenende organiske stoffer er, at disse skal begrænses mest muligt og skal overholde de kravværdier, der er angivet i nedenstående tabel 6.3.2.

Kontrolreglen for de organiske miljøfarlige forurenende stoffer er, at kontrolstørrelsen C efter DS 2399 (transportkontrol) ikke må være større end kravværdierne, der er angivet i tabel 6.3.2.

Tabel 6.3.2 Særlige krav til miljøfarlige forurenende stoffer

Parameter	Kravværdi
NPE	6,3 µg/L
Texanol	50 µg/L
Diuron	2 µg/L
LAS	700 µg/L

[Kravværdierne er fastsat ud fra en vurdering af, at virksomheden i dag anvender BAT og med den nuværende produktion har en afledning på et niveau svarende til kravværdierne. Virksomheden skal dog ifølge vilkår 5.1 arbejde på at reducere/afvikle afledningen med henblik på at bringe den ned på niveau med vejledningens anbefalinger.]

Egenkontrol

Vilkår 4.1: Spildevandsmængde

Den årlige spildevandsmængde til kloak (proces- og sanitetsspildevand) skal opgøres således:

Aflæst vandmængde på vandmåler (m³/år) □ vandindhold i malingsprodukt (m³/år)

+ flydende råvare på 500 m³/år.

Det forudsættes, at vandindholdet i malingsproduktet er 50 % (volumen).

Vilkår 4.2: Spildevandstemperatur

Spildevandets temperatur skal i forbindelse med gennemførelse af måleprogrammet beskrevet i vilkår 4.4 måles kontinuert i hele prøvetagningsperioden.

Vilkår 4.3: Spildevandets pH

Spildevandets pH skal i forbindelse med gennemførelse af måleprogrammet beskrevet i vilkår 4.4 måles kontinuert i hele prøvetagningsperioden.

Vilkår 4.4: Måleprogram for nitrifikationshæmning, tungmetaller, organiske miljøfarlige forurenende stoffer m.v.

Til kontrol af spildevandets nitrifikationshæmmende effekt og indhold af en række stoffer, skal der to gange årligt gennemføres et måleprogram omfattende seks produktionsdøgn. De to måleprogrammer gennemføres i henholdsvis januar og juni måned.

I måleperioden skal der udtages flowproportionale døgnprøver i målebrønden [indsæt brøndnummer]. Prøverne udtages så vidt muligt i perioder uden nedbør. Hvis der i et måledøgn falder mere end 4 mm regn, skal prøven kasseres og måleperioden forlænges med et ekstra døgn. [Begrundelsen for kravet er, at spildevandssystemet er ét-strengt.]

Analyse-Parameter	Analysemetode	Max. Detektionsgrænse
Suspenderet Stof	DS/EN 872:2005	
BI ₅	DS/EN ISO 5815-1:2019	
Nitrifikationshæmning	Modificeret DS/EN ISO 9509:2006 Undersøges fortyndet med 4 dele vandhane-vand (200 mL/L). Ved analysen skal der anvendes slam fra [indsæt navn] renseanlæg.	
Bly	M013 (1)	1 µg/L
Chrom	M013 (1)	1 µg/L
Kobber	M013 (1)	1 µg/L
Nikkel	M013 (1)	1 µg/L
Zink	M013 (1)	5 µg/L
NPE	2)	10 µg/L
Texanol	LC/MS	2 µg/L
Diuron	LC/MS	2 µg/L
LAS	2)	50 µg/L

1) Iht. Miljøstyrelsens referencelaboratorie i overensstemmelse med analysekvalitetsbekendtgørelsen.

2) Iht. DMUs rapport⁸¹⁾.

Resultaterne af måleprogrammet samles i en journal, der til en hver tid skal være tilgængelig for tilsynsmyndigheden.

Vilkår 4.5: Produktionsregistreringer

Under måleprogrammerne skal produktionsomfanget registreres i form af m³ produceret maling pr. døgn, med specificering af malingstypen.

Vilkår 4.6: Driftsjournaler for forbrug af visse råvarer

Som led i egenkontrollen skal virksomheden løbende registrere forbruget af de i bilag [indsæt bilagsnummer] nævnte råvarer i driftsjournaler. På baggrund af driftsjournalerne opgøres for hver råvare samlet forbrug pr. år. Driftsjournalerne skal opbevares tilgængelig for tilsynsmyndigheden i mindst 5 år.

Hvis én af de nævnte råvarer ønskes erstattet af et andet, der kan påvirke spildevandets sammensætning, skal virksomheden søge om tilladelse hertil.

Vilkår 4.7: Driftsjournal for vandforbrug

Vandforbruget skal aflæses dagligt på virksomhedens centrale vandmåler og registreres i driftsjournal. Driftsjournalen skal opbevares tilgængelig for tilsynsmyndigheden i mindst 5 år.

Handleplaner

Vilkår 5.1: Handlingsplan for tungmetaller, liste A- og B-stoffer, og suspenderet stof

Virksomheden skal inden den [indsæt dato] fremsende en handlingsplan for, hvorledes afledningen af [tungmetallerne kobber og zink, liste B-stoffet LAS og suspenderet stof kan reduceres, og hvordan afledningen af liste A-stofferne NPE og diuron kan reduceres med henblik på afvikling]. Handlingsplanen skal omfatte en teknisk, økonomisk og miljømæssig vurdering af mulighederne for reduktion/afvikling af afledningen af disse stoffer ved substitution af råvarer, ændring af produktionsprocesser eller rensning af spildevandet. Handlingsplanen skal indeholde en konkret tidsplan for gennemførelsen af valgte løsninger.

Rapportering

Vilkår 6.1: Redegørelse ved overskridelse af afledningsvilkår

Hvis afledningsvilkårene (vilkår 3.1-3. 6) overskrides, skal virksomheden umiddelbart underrette kommunen, og senest 2 måneder efter, at dette er konstateret, fremsende en redegørelse til kommunen, hvori det beskrives, hvad årsagen er til overskridelserne. Redegørelsen skal yderligere indeholde forslag til handlingsplan, inkl. tidsplan for nedbringelse af afledningen, således at vilkårsoverholdelse sikres fremover.

Vilkår 6.2: Årsrapport

Rapportering til [indsæt navn] Kommune skal ske årligt senest d. 31. marts. Rapporteringen skal ske samlet for det foregående kalenderår og skal omhandle følgende:

- opgørelse af spildevandsmængde (vilkår 4.1 og 4.7)
- resultater af gennemførte målinger (vilkår 4.2 - 4.4)
- resultater af registreringer under måleserier (vilkår 4.5)
- opgørelse af forbrug af råvarer (vilkår 4.6) i forhold til tidligere års forbrug
- status for handlingsplaner.

Klagevejledning

Klageadgang

Der kan klages over afgørelsen til Miljø- og Fødevareklagenævnet frem til fire uger, efter afgørelsen er offentliggjort på [angiv hvor afgørelsen offentliggøres], jf. miljøbeskyttelsesloven, §§ 91 og 93. Klagen skal indgives skriftligt ved anvendelse af klageportalen inden den [angiv dato. Hvis klagefristen udløber på en lørdag, søndag eller helligdag, forlænges klagefristen til den følgende hverdag].

Hvem kan klage?

Det er fastlagt i miljøbeskyttelsesloven §§ 98-100, hvem der er klageberettiget. Det fremgår bl.a. af lovens § 98, stk. 1, nr. 1 og nr. 2, at afgørelsens adressat og enhver, der har en individuel, væsentlig interesse i sagens udfald, kan klage. Derudover er bl.a. en række lokale og landsdækkende organisationer klageberettigede efter bestemmelsen.

Klageproces

Klage skal indgives via klageportalen, som er at finde på forsiden af www.naevneneshus.dk. Herfra logges der på med MitID. Klagen vil umiddelbart herefter blive sendt til [indsæt navn] Kommune. [indsæt navn] Kommune vil, hvis den fastholder afgørelsen, snarest og ikke senere end 3 uger efter klagefristens udløb sende klagen videre til Miljø- og Fødevareklagenævnet. Videresendelsen vil være ledsaget af den påklagede afgørelse, de dokumenter, der er indgået i sagens bedømmelse, og en udtalelse fra sagsbehandler med bemærkninger til sagen og de anførte klagepunkter. De i klagesagen involverede, vil pr. automatik via klageportalen modtage en kopi af sagsbehandlers udtalelse. Efter miljøbeskyttelsesloven § 94, stk. 2, gælder der som udgangspunkt herefter en frist for at afgive supplerende bemærkninger til Miljø- og Fødevareklagenævnet på 3 uger fra modtagelsen. Bemærk at al kommunikation vedrørende klagesagen alene skal ske ved anvendelse af den digitale selvbetjening, jf. miljøbeskyttelsesloven § 94, stk. 1.

Vejledning omkring håndtering/teknik i forhold til den digitale selvbetjening kan fås ved at rette henvendelse til Miljø- og Fødevareklagenævnet supportfunktion. Se mere herom på

www.naevneneshus.dk.

Bemærk at Miljø- og Fødevareklagenævnet som udgangspunkt skal afvise en klage, der kommer uden om klageportalen, hvis der ikke er særlige grunde til det. Ved ønske om at blive fritaget for at bruge klageportalen, fremsendes en begrundet anmodning herom til [indsæt navn på sagsbehandler]: [indsæt mail]. [indsæt navn på sagsbehandler] videresender herefter anmodningen til Miljø- og Fødevareklagenævnet, som herefter træffer afgørelse om, hvorvidt anmodningen kan imødekommes.

Klagegebyr

Det koster et gebyr at få behandlet en klage i Miljø- og Fødevareklagenævnet. Information om klagegebyr kan findes på www.naevneneshus.dk under ”Vejledninger”.

Opsættende virkning

Hvis afgørelsen påklages, er udgangspunktet efter miljøbeskyttelsesloven, at klagen ikke vil have opsættende virkning, jf. lovens § 96, stk. 1. Det betyder at afgørelsen kan udnyttes indtil Miljø- og Fødevareklagenævnet måtte beslutte andet. Efter samme bestemmelse kan Miljø- og Fødevareklagenævnet imidlertid beslutte at give en eventuel klage opsættende virkning.

Domstole

Søgsmål

Hvis afgørelsen ønskes prøvet ved domstolene, skal der anlægges sag inden 6 måneder fra meddelelse eller offentliggørelse af afgørelsen, jf. miljøbeskyttelsesloven § 101, stk. 1.

Underretning

Følgende er blevet underrettet om tilladelsen:

- Embedslægeinstitutionen
- Øvrige klageberettigede

Andet

Affaldshåndtering

Virksomheden skal håndtere alt erhvervsaffald i overensstemmelse med det gældende Regu-lativ for Erhvervsaffald i [indsæt navn] Kommune. Regulativet og særlige bestemmelser for håndtering af erhvervsaffald kan ses på [indsæt navn] Kommunes hjemmeside.

Vandaflædningsafgift

Opmærksomheden henledes på, at den registrerede vandmængde halvårligt skal indberettes til Forsyningsselskabet. Indberetningen skal ske senest den 1. august og den 1. februar, på adressen: [indsæt adresse]

Forsyningen opkræver vandaflædningsbidrag for de afledte vandmængder. Vandaflædningsbi-dragets størrelse kan ses på forsyningens hjemmeside, [indsæt hjemmeside]. Hvis de afledte vandmængder ikke indberettes til forsyningen, vil der blive opkrævet vandaflædningsbidrag for en, af forsyningen, skønnet afledt vandmængde.

Øvrige forhold

Det skal oplyses, at der skal indsendes forskriftsmæssig ansøgning med tegninger til [indsæt navn] kommunes byggesagsafdeling, såfremt der udføres afløbsinstallationer, samt at grundvandssænkninger ikke må medføre skader på omkringliggende bygninger.

Der er med denne tilslutningstilladelse ikke taget stilling til eventuel godkendelse efter anden lovgivning, f.eks. byggeloven, arbejdsmiljøloven eller beredskabsloven.

Litteraturliste

Arvin, E., Dyreborg, S., Menck, C., Olesen, J., 1994: A mini-nitrification test for toxicity screening, MINNTOX. Water Res., Vol. 28, no. 9, 2029-2031, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90178-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90178-3)

Bekendtgørelse nr. 291 af 19. marts 2024 om grænseværdier for stoffer og materialer (kemiske agenser) i arbejdsmiljøet. Lovtidende A. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/291>

Bekendtgørelse nr. 456 af 9. april 2022 om udførelse af opgaver i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 2017/852 om kviksølv. Lovtidende A. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2022/456>

Bekendtgørelse nr. 473 af 7. oktober 1983 om kloakarbejde m.v.. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/1983/473>

Bekendtgørelse nr. 532 af 27. maj 2024 om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. Lovtidende A (2024). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/532>

Bekendtgørelse nr. 744 af 18. juni 2024 om asbest i arbejdsmiljøet. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/744>

Bekendtgørelse nr. 796 af 13. juni 2023 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Lovtidende A (2023). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/796>

Bekendtgørelse nr. 811 af 19. juni 2024 om kvalitetskrav til miljømålinger. Lovtidende A (2024). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/529>

Bekendtgørelse nr. 1001 af 27. juni. 2018 om anvendelse af affald til jordbrugsformål Lovtidende A (2018). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2018/1001>

Bekendtgørelse nr. 1027 af 2. september 2024 om godkendelse af listevirksomhed. Lovtidende A (2024). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/1027>

Bekendtgørelse nr. 1399 af 12. december 2019 om bygningsreglement 2018. Lovtidende A (2019). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1399>

Bekendtgørelse nr. 1408 af 27. november 2023 om miljøkrav for mellemstore fyringsanslæg. Lovtidende A (2023). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/1408>

Bekendtgørelse nr. 1433 af 21. november 2017 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder. Lovtidende A (2017). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1433>

Bekendtgørelse nr. 1477 af 12. december 2017 om virksomheder, der forarbejder emner af jern, stål eller andre metaller. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1477>

Bekendtgørelse nr. 1749 af 30. december 2024 om affald. Lovtidende A (2024)

<https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/1749>

Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E., Bokkers, B., Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. Environ Toxicol Chem. 2021 Mar; 40(3):859-870. doi: 10.1002/etc.4835. Epub 2020 Sep 8. PMID: 32729940. <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.4835>

Blum, D. J. W., & Speece, R. E. (1991). A Database of Chemical Toxicity to Environmental Bacteria and Its Use in Interspecies Comparisons and Correlations. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 63(3), 198–207. <http://www.jstor.org/stable/25043983>

Byspildevandsdirektivet, Direktiv 91/271/EØF. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:01991L0271-20140101>

Dansk Standard, DS 2399:2006 af 24. juli 2006 om Afløbskontrol – Statistisk kontrolberegning af afløbsdata. DS 2399:2006 - Webshop Dansk Standard

ECHA, "Det Europæiske Kemikalieagentur". <https://echa.europa.eu/da/home>

Europa-parlamentets og rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger, EF-Tidende 2000, nr. L 327, s. 1.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20141120>

Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2010/75/EU af 24. november 2010 om industrielle emissioner (integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening), EU-Tidende 2010, nr. L334, s. 17. EUR-Lex - 02010L0075-20110106 - EN - EUR-Lex

Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=celex%3A32013L0039>

Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1272/2008 af 16. december 2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger og om ændring og ophævelse af direktiv 67/548/EØF og 1999/45/EF og om ændring af forordning (EF) nr. 1907/1006. Forordning - 1272/2008 - EN - EUR-Lex

Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) 2017/852 af 17. maj 2017 om kviksølv og om ophævelse af forordning (EF) nr. 1102/2008. CL2017R0852DA0020010. 0001.3bi_cp 1.. 1 (europa.eu)

European Chemicals Agency. (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment: Chapter R. 10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69

Fan, N., Qi, R., Rossetti, S., Tandoi, V., Gao, Y., Yang, M., (2017) Factors affecting the growth of *Microthrix parvicella*: Batch tests using bulking sludge as seed sludge. Sci Total Environ.. doi: 10.1016/j.scitotenv. 2017.07.261. Factors affecting the growth of *Microthrix parvicella*: Batch tests using bulking sludge as seed sludge - PubMed (nih.gov)

Handlingsplan for cirkulær økonomi. National plan for forebyggelse og håndtering af affald 2020-2032. Miljøministeriet. <https://edit.mst.dk/media/s0rpgnej/handlingsplan-for-cirkulaer-oekonomi.pdf>

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A. H. (2001). Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. CRC Press.

Kim, Y. M., Cho, H. U., Lee, D. S., Park, D., Park, J. M., (2011). Comparative study of free cyanide inhibition on nitrification and denitrification in batch and continuous flow systems. Desalination, 279(1-3), 439-444. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.026>

Kommissionens gennemførelsesafgørelse (EU) 2016/902 af 30. maj 2016 om fastlæggelse af konklusionerne om den bedste tilgængelige teknik (BAT-konklusioner) i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2010/75/EU i forbindelse med spildevands- og luftrensning og styringssystemer i den kemiske sektor (meddelt under nummer C(2016) 3127) (EØS-relevant tekst). Gennemførelsesafgørelse - 2016/902 - EN - EUR-Lex.

Li, W., Zheng, P., Xu, D., Chen, W., Pan, C., Kang, D., Zeng, Z., (2021). Controlling filamentous sludge bulking by regulating oxygen supply in the start of BISURE system. Chemical Engineering Journal. 424. 130487. 10.1016/j.cej. 2021.130487.

Lovbekendtgørelse nr. 9 af 4. januar 2017 om Miljø og genteknologiloven. Lovtidende A (2019). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/9>

Lovbekendtgørelse nr. 1093 af 11. oktober 2024 om miljøbeskyttelse. Lovtidende A (2024). <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/1093>

Lund, U. (2006). 2006/1. Metoder til bestemmelse af olie/fedt og mineralsk olie. Reference-lab. https://cdnmedia.eurofins.com/Microsites/media/1450/reflab_2006_1.pdf

Meng, Q., Zeng, W., Fan, Z., Li, S., Peng, Y., (2023). Sulfide inhibition on polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms: Cumulative inhibitory effect and recoverability, Journal of Hazardous Materials, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat. 2023.131157>.

Miljøministeriets rapport af juni 2023 om Vandområdeplanerne 2021-2027. vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 4 af 1995 for asfaltindustrien. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1995/87-7810-346-0/pdf/87-7810-346-0.pdf>

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 5 af 1993 for autoophugningsbranchen. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1993/87-7810-085-2/pdf/87-7810-085-2.pdf>

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 5 af 1996 for lak- og farveindustrien. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1996/87-7810-644-3/pdf/87-7810-644-3.pdf>

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 6 af 1993 for galvanoidindustrien.

<https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/1993/87-7810-096-8/pdf/87-7810-096-8.pdf>

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 12 af 2010 for varmforzinkningsindustrien. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92708-76-2/pdf/978-87-92708-77-9.pdf>

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 13 af 2000 om autoværksteder.

<https://mst.dk/media/fo2fo15g/87-7944-197-1.pdf>

Miljøstyrelsen branchevejledning nr. 2 af 1993 om begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1993/87-7810-014-3/pdf/87-7810-014-3.pdf>

Miljøstyrelsens branchevejledning nr. 3 af 1991 om overfladebehandling af skibe.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1991/87-503-9339-1/pdf/87-503-9339-1.pdf>

Miljøstyrelsens branchevejledning nr. 4 af 1991 om retningslinjer for grovvarebranchen. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1991/87-503-9381-2/pdf/87-503-9381-2.pdf>

Miljøstyrelsens brancheorientering nr. 7 af 2010 for tekstilfarvning og -tryk. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92668-70-7/pdf/978-87-92668-71-4.pdf>

Miljøstyrelsens datablad af 23. november 2023 (opdateret oktober 2024) for Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet Per- og Polyfluoralkylstoffer (PFAS). [pfas_miljoekvalitetskriterier.pdf](#)

Miljøstyrelsens hjemmeside om Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet.

<https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/kvalitetskriterier-for-miljoefarlige-forurenende-stoffer-i-vandmiljoet>

Miljøstyrelsens hjemmeside med Liste over alle BREF dokumenter

<https://mst.dk/erhverv/groen-produktion-og-affald/industri/batbref/liste-over-alle-bref-dokumenter>

Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 25 af 1991 om reduktion af farve i industrispildevand. Spildevandsforskning. Udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV (B. M. Pedersen) og DTI, Beklædnings- og Textilinstituttet (J. Hansen). <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1991/87-503-9342-1/pdf/87-503-9342-1.pdf>

Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 96 af 1988 om svovlbrintedannelse og kontrol i trykledninger.

Udarbejdet af Aalborg Universitetscenter, Nellemann og Vandkvalitetsinstituttet, ATV. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1988/87-503-7392-7/pdf/87-503-7392-7.pdf>

Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 188 af 1992 om økotoksikologisk vurdering af industrispildevand.

<https://mst.dk/media/wo2j2vjb/tilslutning-af-industrispildevand-til-offentlige-spildevandsanlaeg.pdf>

Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 245 af 1993 om tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1993/87-7810-108-5/pdf/87-7810-108-5.pdf>

Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 609 af 2001 om Reduktion af mineralsk olie i spildevand". Ulf Nielsen og Bodil Mose Pedersen (2001). DHI - Institut for Vand og Miljø Poul Erik Jensen Dansk Geo-servEX A/S. 2001.

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2001/87-7944-579-9/pdf/87-7944-580-2.pdf>

Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 1933 af maj 2017 om nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser: Teknologiudviklingsprojekt. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/05/978-87-93529-90-8.pdf>

Miljøstyrelsens notat af oktober 2002 om grænseværdi for udvalgte stoffer ved afledning til renseanlæg. LAS, DEHP, PAH'er og tungmetaller.

Miljøstyrelsens rapport af marts 2021 om Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder. NO-VANA 2021. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/03/978-87-7038-287-8.pdf>

Miljøstyrelsens Referencelaboratorium for Kemiske og Mikrobiologiske Miljømålinger. Reflab Metode 5:2019 3. udgave af 28. maj 2019 om Vandundersøgelse – Olie og fedt – Ekstraktion med tetrachlorethen og måling ved infrarødspektrofotometri. Metode 5 - Olie og fedt i spildevand 3 udgave_2019-05-28.

Miljøstyrelsens vejledende udtalelse af 23. april 2019 vedrørende hospitalsspildevand.

Miljøstyrelsens vejledning nr. 1 af 2010 om anvendelse af affald til jordbrugsformål. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92668-73-8/pdf/978-87-92668-74-5.pdf>

Miljøstyrelsens vejledning nr. 2 af 31. maj 2006 om tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg. <https://www.retsinformation.dk/eli/retsinfo/2006/9810>

Miljøstyrelsens vejledning nr. 6 af 20. oktober 2005 om håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven. <https://www.retsinformation.dk/eli/retsinfo/2005/10376>

Miljøstyrelsens vejledning nr. 28 af juni 2018 til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. Lovtidende A (2018). <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/06/978-87-93710-38-2.pdf>

Miljøstyrelsens vejledning nr. 9183 af 11. marts 2014 til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar (FAQ'er om udledning af miljøfarlige forurenende stoffer). <https://www.retsinformation.dk/eli/retsinfo/2024/9183>

Montgomery, J. H, Groundwater Chemicals Desk Reference Volume 2. Chealsea, Lewis Publishers, 1990.

National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). (2015). Simpletreat. <https://www.rivm.nl/en/soil-and-water/simpletreat>

Naturvårdsverket rapport nr. 4424 af 1995 om Screeningsmetod för bestämning av

nitifikationshämning vid drift av kommunala avloppsreningsverk. SKARVprojektet..

Nguyen, P. Y., Marques, R., Wang, H., Reis, M., Carvalho, G., Oehmen, A., (2023). The impact of pH on the anaerobic and aerobic metabolism of Tetrasphaera-enriched polyphosphate accumulating organisms. Water Research X. 19. 100177.10.1016/j.wroa. 2023.

Oehmen, A., Lemos, P. C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L. L. and Reis, M. A. (2007) Advances in Enhanced Biological Phosphorus Removal: From Micro to Macro Scale. Water Research, 41, 2271-2300. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.030>

Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcers håndbog nr. 1 af 2022 om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser (Teknik og administration). https://backend.miljoeogressourcer.dk/media/lix/5319/PFAS-h__ndbogen_29092022b.pdf

Rørcenter-anvisning 005 2. udgave af april 2021 om Fedtudskilleranlæg. Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift, Teknologisk institut.

Rørcenter-anvisning 006 2. udgave af april 2021 om Olieudskilleranlæg. Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift, Teknologisk institut.

Statens Byggeforskningsinstituts SBI-anvisning nr. 255, 1. udgave af 2015 om Afløbsinstallationer – systemer og dimensionering.

Stronach, S. M., T. Rudd, J. N. Lester, 1986: Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. Springer-Verlag.

Sørensen, P. B., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A. G. 2001: Modelling analysis of sewage sludge amended soil. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. 40pp. - NERI Technical Report. No. 361. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR361.pdf

United Nations Environment Programme. (2023). Bracing for superbugs: Strengthening environmental action in the One Health response to antimicrobial resistance. <https://www.unep.org/resources/superbugs/environmental-action>

Vandkvalitetsinstituttets notat til miljøstyrelsen af marts 1994 om forslag til vejledende grænseværdier for sølv og cyanid i industrispildevand ved tilslutning til kommunale renseanlæg.

VAV-meddelande M20 af oktober 1983 af Svenska vatten- och avloppsverksforeningen om Industriavlopp-gränsvärden. Villkor för utsläpp av skadliga ämnen i kommunal avloppsanläggning.

VKM, Wasteson et al. (2020). Assessment of the impact of wastewater and sewage sludge treatment methods on antimicrobial resistance. Scientific opinion of the Panel on Microbial Ecology of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2020: 08, ISBN: 978-82-8259-346-5, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway. <https://vkm.no/download/18.32ffec32174afaf178fa5e08/1601467988336/Assessment%20of%20the%20impact%20of%20wastewater%20and%20sewage%20sludge%20treatment%20methods%20on%20antimicrobial%20resistance%20-01.10.2020.pdf>

Bilag 1: Vurderede specifikke organiske stoffer

I dette bilag er givet en oversigt i tabel 1.1 over de organiske stoffer, der er vurderet i henhold til principperne i vejledningens afsnit 3.7.2 og 3.7.3. Bilaget beskriver resultatet af vurderingen.

For hvert enkelt stof er angivet, hvilken kategori (A, B eller C) stoffet er placeret i. Blanke felter angiver, at det ikke på baggrund af de eksisterende data har været muligt at kategorisere stofferne.

Vurdering af stofferne baserer sig på CLP-forordningen og stoffernes H-sætninger. Kriterierne for grupperingen af stoffer findes i afsnit 3.7.2 og anvendelse af vurderingen er beskrevet i afsnit 3.7.3. Bilaget angiver de H-sætninger, som ligger til grundlag for en klassificering af stoffet som enten A-, B- eller C-stof.

Læseren skal være opmærksom på, at der fortsat kommer ny viden om stofferne, og der derfor kan forekomme ændringer i CLP-klassificeringen. Miljøstyrelsen anbefaler derfor altid at tjekke ECHA's kemikalieregister for ændringer i forbindelse med vurdering af et stof.

For stoffer, hvis tilladningen skal begrænses, således miljøkvalitetskravet i vandområdet nedstrøms renseanlæggets udløb ikke overskrides, kan vejledende grænseværdier, der kan sikre overholdelse af miljøkvalitetskrav, findes i afsnit 3.11. Miljøkvalitetskrav findes i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål.

I tabellen i dette bilag anvendes følgende beskrivelser for stoffer angivet med *:

* Dette stof fremgår eller tilhører en stofgruppe, som fremgår af EU's liste. EU's liste over prioriterede, farlige stoffer inkluderer stoffer, som EU's vandpolitik tildeler særlig opmærksomhed. Stoffer som fremgår af listen, enten som prioriteret eller som prioriteret farlige bør hovedsageligt kategoriseres som A-stoffer på baggrund af optegnelse på listen. Kategorisering som et A-stof ud fra listen bør gå forud for ABC-vurdering ved anvendelse af H-sætningerne. Listen kan findes i bilag 2, tabel 2 i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. Stoffer som ikke direkte er nævnt på listen med CAS-nr, men som tilhører en stofgruppe, som er opført på listen, bør have ekstra opmærksomhed ved ABC-vurdering, og det bør overvejes, om stoffet skal kategoriseres som et A-stof som følge af, at stofgruppen forefindes på listen.

** Dette stof kan potentielt degraderes til et af de stoffer, som fremgår af EU's liste over prioriterede og prioriteret farlige stoffer, det bør derfor vurderes, om stoffet bør behandles som et A-stof.

***Den nye tilgang til ABC-vurderingen, med anvendelse af H-sætninger, resulterer i en lempelse af ABC-vurderingen i forhold til tidligere vejledning. Den tidligere ABC-kategorisering bibeholdes for disse stoffer i dette bilag efter et forsigtighedsprincip. Miljømyndigheden skal vurdere, hvordan stofferne skal kategoriseres efter nyeste viden, se afsnit 3.7.2.

CAS-nr	Stof	ABC-vurdering	CLP-Klassificering/ H-sætning
83-32-9	Acenaphthen	A	H319, H400, H410
75-07-0	Acetaldehyd	A	H224, H302, H311, H317, H319, H335, H341, H350, H351
103-84-4	Acetanilid	C	H302
67-64-1	Acetone	C	H225, H319, H336
75-05-8	Acetonitril	A	H225, H302, H312, H319, H332
107-02-8	Acrolein	A	H225, H300, H301, H311, H314, H318, H330, H400, H410

79-06-1	Acrylamid	A	H332, H340, H350, H372
107-13-1	Acrylonitril	A	H225, H301, H311, H315, H317, H318, H331, H335, H350, H361, H411
79-10-7	Acrylsyre	A	H226, H302, H312, H314, H318, H332, H335, H400, H411
309-00-2	Aldrin	A	H300, H301, H311, H351, H372, H400, H410
124-68-5	2-Amino-2-methyl-1-propanol;	B	H315, H319, H412
1066-51-9	Aminomethylphos-	C	H314, H315, H319, H335
	phonsyre (AMPA)		
3566-10-7	Ammonium ethylenbisdithiocarbamat		
62-53-3	Anilin	A	H301, H311, H318, H317, H331, H341, H351, H72, H400
120-12-7	Anthracen	A	H315, H319, H341, H400, H410,
118-92-3	Anthranilsyre	C	H318, H319
12217-43-5	Astrazon blau 3 RL	C	H319
1912-24-9	Atrazin	A	H317, H319, H373, H400, H410
2465-27-2	Auramin (Basic Yellow, CI no 41000)	A	H302, H311, H319, H351, H411
2642-71-9	Azinphos-ethyl	A	H300, H311, H400, H410
86-50-0	Azinphos-methyl	A	H300, H311, H317, H330, H400, H410
1738-25-6	B-dimethylamino-propionitril (DMAPN)	A	H302, H312, H319, H373
25057-89-0	Bentazon	A	H302, H317, H319, H361d, H412
100-52-7	Benzaldehyd	A	H302, H319, H332, H336, H315, H317, H335, H411
71-43-2	Benzen	A	H225, H304, H315, H319, H340, H350, H372, H412
56-55-3	Benz(a)anthracen	A	H350, H400, H410
238-84-6	Benz(a)fluoren	A	H400, H410
50-32-8	Benz(a)pyren	A	H317, H340, H350, H360, H400, H410
205-99-2	Benz(b)fluoranthen	A	H350, H400, H410
192-97-2	Benz(e)pyren	A	H350, H400, H410
191-24-2	Benz(ghi)perylene	A	H400, H410, H413
205-82-3	Benz(j)fluoranthen	A	H350, H400, H410
207-08-9	Benz(k)fluoranthen	A	H350, H400, H410
65-85-0	Benzosyre	A	H302, H315, H318, H319, H335, H372
100-51-6	Benzylalkohol	A	H302, H319, H332
100-44-7	Benzylchlorid (= alfa-chlortoluen)	A	H302, H315, H317, H318, H331, H335, H350, H373

140-29-4	Benzylcyanid	A	H301, H302, H311, H330
92-52-4	Biphenyl	A	H315, H319, H330, H335, H400, H410
56-35-9	Bis(Tributyltin)Oxid	A	H301, H312, H315, H319, H331, H360FD, H372, H373, H400, H410
80-05-7	Bisphenol A	A	H317, H318, H335, H360, H361, H400, H410, H411
1675-54-3	Bisphenol-A-diglycidylether	B	H315, H317, H319, H411
54208-63-8	Bisphenol-F-diglycidylether	C	H315, H317, H319
1689-84-5	Bromoxynil	A	H301, H317, H330, H361, H400, H410
71-36-3	Butanol, n-	C	H226, H302, H315, H318, H335, H336
78-92-2	Butanol, sek-	C	H226, H319, H335, H336
75-65-0	Butanol, tert-	A	H225, H319, H332, H335
111-76-2	Buthoxyethanol; 2-	A	H302, H312, H315, H319, H331 H332
123-86-4	Butylacetat; 1-	C	H226, H336
141-32-2	Butylacrylat	A	H226, H315, H317, H319, H332, H335, H412
109-73-9	Butylamin, Aminobutan	A	H225, H302, H311, H312, H314, H318, H330, H331, H332, H335
85-68-7	Butylbenzylphthalat (BBP)	A	H360, H400, H410
112-34-5	Butyldiglycol (2- (2-Butoxyethoxy)ethanol)	B	H319, H411,
96-48-0	Butyrolacton; gamma-	A	H302, H315, H318, H319, H331, H336
1563-66-2	Carbofuran	A	H300, H330, H400, H410
75-69-4	CFC-11 eller trichlorofluorometan	B***	H312, H420
75-71-8	CFC-12	B	H280, H412
1570-64-5	4-Chlor-2-methylphenol	A	H314, H318, H331, H335, H400, H411
88-73-3	1-Chlor-2-nitrobenzen	A	H301, H311, H331, H350, H372, H411
89-59-8	4-Chlor-2-nitrotoluen	A	H302, H312, H315, H319, H332, H335, H373, H411
59-50-7	4-Chlor-3-methylphenol	A	H302, H312, H314, H317, H318, H335, H400, H412
121-73-3	1-Chlor-3-nitrobenzen	A	H301, H302, H311, H317, H331, H351, H372, H400, H411
100-00-5	1-Chlor-4-nitrobenzen	A	H301, H311, H331, H341, H351, H373, H411

87-64-9	2-Chlor-6-methylphenol	A	H301, H302, H311, H312, H314, H315, H318, H331, H332, H335, H400
85535-84-8	Chloralkaner, C10-13	A	H351, H400, H410
108-90-7	Chlorbenzen	A	H226, H312, H315, H319, H332, H411
510-15-6	Chlorbenzilat	A	H302, H400, H410
79-11-8	Chloreddikesyre	A	H290, H301, H311, H314, H318, H331, H335, H400, H410
1698-60-8	Chloridazon	A	H317, H400, H410
94-74-6	Chlormethylphenoxyeddikesyre (MCPA)	A	H302, H315, H318, H332, H400, H410
93-65-2	Chlormethylphenoxypropansyre (MCPP) (2-methyl-4-chlorophenoxy eddikesyre)	A	H302, H311, H315, H318, H400, H410
90-13-1	1-Chlornaphthalen	A	H302, H315, H319, H335, H400
91-58-7	2-Chlornaphthalen	C	H315, H319, H335
95-57-8	2-Chlorphenol	A	H300, H302, H312, H318, H332, H411
3307-39-9	2-(4-Chlorphenoxy)propionsyre	C	H301
107-05-1	3-Chlorpropen	A	H225, H302, H312, H315, H319, H331, H332, H335, H341, H351, H372, H373, H400
64902-72-3	Chlorsulfuron	A	H400, H410
95-49-8	2-Chlortoluen	A	H226, H332, H361d, H400, H411
108-41-8	3-Chlortoluen	A	H226, H302, H315, H332, H411
106-43-4	4-Chlortoluen	A	H226, H317, H331, H332, H411
218-01-9	Chrysen	A	H341, H350, H400, H410
1702-17-6	Clopyralid	A	H318, H410, H411
108-39-4	Cresol; m-, (3-Methylphenol)	B	H301, H311, H314, H412, H318, H411
21725-46-2	Cyanazin	A	H301, H302, H312, H332, H400, H410
294-62-2	Cyclododecan	B	H413
110-82-7	Cyclohexan	A	H225, H304, H315, H336, H400, H410
52315-07-8	Cypermethrin	A	H302, H332, H335, H373, H400, H410
94-75-7	2,4-Dichlorphenoxyeddikesyre (2,4-D)	A	H302, H312, H317, H318, H334, H335, H400, H410, H412
75-99-0	Dalapon 2,2-dichlorpropionsyre	B	H315, H318, H412
72-55-9	DDE	A	H301, H302, H311, H315, H331, H332, H351, H372, H400, H410
50-29-3	DDT	A	H301, H311, H351, H372, H400, H410

6190-65-4	Desethylatrazin	A	H302, H319, H332
3397-62-4	Desethylisopropylatrazin	C	H315, H319, H335
30125-63-4	Desethylterbuthylazin	C	H317
1007-28-9	Desisopropylatrazin	A	H302, H319, H332, H411
61789-80-8	DHTDMAC	A	H318, H400, H410
103-23-1	Di(2-ethylhexyl)adipat	A	H400, H410,
117-81-7	Di(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP)	A	H360, H400, H351,
123-42-2	Diacetonealkohol	A	H226, H319, H335, H361d
101-77-9	4,4'-Diaminodiphenylmethan	A	H301, H317, H341 , H350, H370, H373, H400, H411
53-70-3	Dibenzo(a,h)anthracen	A	H350, H400, H410
132-65-0	Dibenzothiophen	A	H302, H311, H315, H331, H332, H400, H410
84-74-2	Dibutylphthalat (DBP)	A	H360, H400
14488-53-0	Dibutyltin	C	-
683-18-1	Dibutyltindichlorid	A	H301, H312, H314, H317, H318, H330, H341, H360, H370, H372, H400, H410
77-58-7	Dibutyltindilaurat	A	H314, H317, H341, H360, H372, H400
1194-65-6	Dichlobenil	B	H312,H411
89-61-2	1,4-Dichlor-2-nitrobenzen	B	H302, H317, H319, H341, H411, H412
99-54-7	1,2-Dichlor-4-nitrobenzen	B	H302, H317, H319, H411
1570-65-6	2,4-Dichlor-6-methylphenol	C	H302, H315, H318, H335
2008-58-4	2,6-Dichlorbenzamid (BAM)	C	H302, H341
95-50-1	1,2-Dichlorbenzen	A	H302, H315, H317 , H319, H332, H335, H400, H410
541-73-1	1,3-Dichlorbenzen	B	H302, H315, H317, H336, H411
106-46-7	1,4-Dichlorbenzen	A	H319, H351, H400, H410
111-44-4	Dichlordiethylether; 2,2	A	H226, H300, H310, H330, H351
107-06-2	1,2-Dichlorethan	A	H225, H302, H304, H315, H319, H331, H335, H350
75-35-4	1,1-Dichlorethylen	A	H224, H302, H319, H332, H350, H351, H372, H373, H412
540-59-0	1,2-Dichlorethylen	A	H225, H332, H412
75-09-2	Dichlormethan	A	H302, H315, H319, H335, H336, H341, H351, H373
120-83-2	2,4-Dichlorphenol	A	H302, H311, H314, H318, H331, H411
87-65-0	2,6-Dichlorphenol	B	H314, H411
25140-90-3	2-(2,6 dichlorphenoxy)propio- nsyre	A	H301, H311, H331

120-36-5	Dichlorprop	B***	H302, H312, H315, H318
78-87-5	1,2-Dichlorpropan	A	H225, H302, H331, H332, H350
542-75-6	1,3-Dichlorpropen	A	H226, H301, H304, H311, H315, H317, H319, H332, H335, H400, H410
62-73-7	Dichlorvos	A	H300, H301, H311, H317, H330, H331, H400
95-82-9	2,5-Dicloranilin	A	H301, H311, H331, H373, H400, H410
95-76-1	3,4-Dicloranilin	A	H301, H311, H317, H318, H331, H400, H410
115-32-2	dicofol	A	H302, H312 H315, H317, H400, H410
60-57-1	Dieldrin	A	H300, H301, H310, H330, H351, H372, H400, H410
111-42-2	Diethanolamin	A	H302, H315, H318, H361, H373
109-89-7	Diethylamin	A	H225, H301, H302, H311, H312, H314, H318, H331, H332, H335
111-46-6	Diethylenglycol	A	H302, H373
84-66-2	Diethylphtalat	A	H302, H311, H315, H331, H332, H373, H400
84-66-2	Diethylphthalat (DEP)	A	H302, H311, H315, H331, H332, H373, H400
584-84-9	Diisocyanato-1-methylbenzen; 2,4-; diisocyanatoluen	A	H315, H317, H318, H319, H330, H334, H335, H351, H412
91-08-7	Diisocyanato-1-methylbenzen; 2,6-	A	H315, H317, H319, H330, H334, H335, H351, H412
28553-12-0	28553-12-0	A	H332, H361, H400
108-20-3	Diisopropylether	B	H225, H336, H412
60-51-5	Dimethoat	A	H302, H312; H400
127-19-5	Dimethylacetamid	A	H312, H319, H332, H360
124-40-3	Dimethylamin	A	H220, H224, H280, H302, H314, H315, H318, H332, H335, H411, H412
121-69-7	Dimethylanilin	A	H301, H311, H319, H331, H351, H411
68-12-2	Dimethylformamid	A	H312, H319, H332, H360
573-98-8	1,2-Dimethyl-naphthalen	C	-
575-41-7	1,3-Dimethyl-naphthalen	A	H400, H410
571-58-4	1,4-Dimethyl-naphthalen	A	H302, H304, H319, H400, H412
571-61-9	1,5-Dimethyl-naphthalen	C	H315, H319, H335
575-43-9	1,6-Dimethyl-naphthalen		-
575-37-1	1,7-Dimethyl-naphthalen		-
569-41-5	1,8-Dimethyl-naphthalen		-
581-40-8	2,3-Dimethyl-naphthalen	C	H302

581-42-0	2,6-Dimethyl-naphthalen	A	H400, H410
582-16-1	2,7-Dimethyl-naphthalen	C	-
1576-67-6	3,6-Dimethyl-phenanthren	A	H319, H400, H410
105-67-9	2,4-Dimethylphenol	B	H301, H311, H314, H317, H318, H411
131-11-3	Dimethylphthalat	A	H319, H331
67-68-5	Dimethylsulfoxid	B	H315, H319, H335, H412
117-84-0	Di-n-octylphthalat (DnOP)	A	H317, H334, H361
88-85-7	Dinoseb	A	H301, H311, H319, H360, H400, H410
123-91-1	Dioxan, glycolethy-lenether	A	H225, H319, H335, H350, H351
85-00-7	Diquat-dibromid	A	H302, H315, H317, H319, H330, H335, H372, H400, H410
298-04-4	Disulfonton	A	H300, H310, H330, H400, H410
330-54-1	Diuron	A	H302, H351, H373, H400, H410
534-52-1	DNOC	A	H300, H310, H315, H317, H318, H330, H341, H400, H410
107-64-2	DODMAC	A	H318, H400, H410
68783-78-8	DTDMAC	A	H315, H318, H400, H410, H302
64-19-7	Eddikesyre	C	H226, H314, H318,
60-00-4	EDTA	A	H319, H332, H335, H373, H412
115-29-7	Endosulfan	A	H300, H312, H330, H400, H410
72-20-8	Endrin	A	H300, H310, H311, H400, H410
106-89-8	Epichlorhydrin	A	H226, H301, H311, H314, H317, H318, H331, H350, H361,
3033-77-0	Epoxypropyl-trimethyl-ammoniumchlorid; 2,3	A	H302, H312, H317, H318, H341, H350, H361, H373, H412
66230-04-4	Esfenvalerat (pyr-ethorid)	A	H301, H317, H331, H370, H373, H400, H410
64-17-5	Ethanol	C	H225, H319
26225-79-6	Ethofumesat	A	H400, H410, H411
110-80-5	Ethoxyethanol; 2-	A	H226, H302, H331, H332, H360,
141-78-6	Ethylacetat	C	H225, H319, H336
100-41-4	Ethylbenzen	A	H225, H304, H332, H373
75-00-3	Ethylchlorid	A	H220, H280, H314, H351, H360, H412
140-88-5	Ethylenacrylat	A	H225, H302, H312, H315, H317, H319, H331, H332, H335, H412
106-93-4	1,2-Ethylendibromid	A	H301, H311, H315, H319, H331, H335, H350, H411
107-21-1	Ethylenglycol, mono-	A	H302, H373
96-45-7	Ethylenthioninstof (ETU)	A	H302, H312, H351, H360, H372, H412
60-29-7	Ethylether, diethylether	C	H224, H302, H336

103-11-7	Ethylhexylacrylat; 2-	B	H227, H303, H315, H317, H335, H401, H412
52-85-7	Famfur	C	H300, H301, H312, H315, H319
122-14-5	Fenitrothion	A	H302, H312, H370, H372, H400, H410
67306-03-0 (67564-91-4)	Fenpropimorph	A	H302, H315, H361, H410, H411
144-49-0	Floureddikesyre	A	H300, H314, H400
79241-46-6	Fluazifop-p-butyl	A	H226, H317, H361, H400, H410
206-44-0	Fluoranthen	A	H302, H400, H410
86-73-7	Fluoren	A	H400, H410
50-00-0	Formaldehyd	A	H301, H311, H314, H317, H318, H330, H331, H341, H350, H351
75-12-7	Formamid	A	H351, H360, H373
65907-30-4	Furathiocarb	A	H301, H315, H317, H319, H330, H334, H373, H400, H410
58-89-9	Gamma-lindan (HCH)	A	H301, H312, H332, H362, H373, H400, H410
77182-82-2	Glufosinat-ammonium	A	H302, H312, H332, H360, H370, H373, H400, H410
56-81-5	Glycerin	C	H315, H319,
106-91-2	Glycidylmethaacrylat	A	H302, H311, H312, H314, H315, H317, H318, H319, H332, H335, H350, H360, H370, H372
1071-83-6	Glyphosat	B	H318, H411
51276-47-2	Glyphosat-ammonium	A	H302, H312, H332, H360, H370, H373, H400, H410
90-05-1	Guaiacol	A	H302, H315, H319, H331
87237-48-7	Haloxfop-ethoxy ethyl	A	H302, H400, H410
76-44-8	heptachlor (ISO)	A	H301, H310, H311, H351, H373, H400, H410
1024-57-3	Heptachlorepoxyd	A	H300, H301, H351, H373, H400, H410
4390-04-9	Heptamethylnonan; 2,2,4,4,6,8,8-	A	H301, H304, H311, H315, H319, H350
25637-99-4	1,3,5,7,9,11-hexabromcyclododecan	A	H361, H362, H400, H410
3194-55-6	1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecane	A	H315, H319, H335, H361, H362, H400, H410
134237-50-6	α -hexabromcyclododecan	A	
134237-51-7	β -hexabromcyclododecan	A	
134237-52-8	γ -hexabromcyclododecan	A	
87-68-3	Hexachlor-1,3-butadien (HCBD)	A	H301, H302, H310, H312, H315, H317, H318, H319, H330, H332,
118-74-1	Hexachlorbenzen (HCB)	A	H350, H372, H400, H410

608-73-1	Hexachlorcyclohexan (uspec.)	A	H301, H312, H351, H363, H373, H400, H410
67-72-1	Hexachlorethan	A	H315, H319, H335, H351, H400, H410, H411
110-54-3	Hexan	A	H225, H304, H315, H319, H336, H361, H373, H411
51235-04-2	Hexazinon	A	H302, H319, H332, H400, H410
35822-46-9	1234678-HpCDD	A	H319, H335, H341, H400, H410
67562-39-4	1234678-HpCDF	A*	H301, H319, H413
55673-89-7	1234789-HpCDF	A	H300, H310, H330, H400, H410
39227-28-6	123478-HxCDD	A	H301, H319, H335, H341, H400, H410
57653-85-7	123678-HxCDD	A*	H301, H319, H413
19408-74-3	123789-HxCDD	A	H302, H400, H410
70648-26-9	123478-HxCDF	A*	H301, H319, H413
57117-44-9	123678-HxCDF	A	H300, H310, H330, H400, H410
72918-21-9	123789-HxCDF	A	H301, H319, H335, H341, H400, H410
60851-34-5	234678-HxCDF	A*	H301, H319, H413
302-01-2	Hydrazin	A	H226, H301, H310, H311, H314, H317, H318, H330, H331, H350, H372, H400, H410
123-31-9	Hydroquinon, quinol	A	H302, H312, H317, H318, H341, H351, H400, H410
2163-68-0	Hydroxyatrazin	A	H373, H411
99-96-7	Hydroxybenzoesyre	C	H315, H318, H319, H335
16655-82-6	3-Hydroxycarbofuran	C	H300
818-61-1	Hydroxyethylacrylat; 2-	A	H302, H310, H311, H314, H317, H318, H400, H412
868-77-9	Hydroxyethylmethacrylat; 2-	C	H315, H317, H319, H320
2599-11-3	Hydroxysimazin	C	H302, H319
2599-11-3	Hydroxysimazin	C	H302, H319
10004-44-1	Hymexazol	A	H302, H317, H318, H361, H361d, H411, H412
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	A	H351, H400, H410
1689-83-4	Ioxynil	A	H301, H312, H319, H331, H361, H361, H373, H400, H410
28159-98-0	Irgarol 1051	A	H317, H400, H410
78-83-1	Isobutanol	C	H226, H315, H318, H335, H336
465-73-6	Isodrin	A	H300, H310, H330, H400, H410
37205-87-1	isononylphenolethoxylater	A*	H302, H315, H318, H411, H412
9036-19-5	Isooctylphenolethoxylater	B	H302, H315, H318, H319, H411, H412
9004-87-9	4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenolethoxylat	A***	H302, H315, H318, H319, H411, H412

78-59-1	Isophoron	A	H302, H312, H319, H335, H351
2855-13-2	Isophorondiamin	B	H302, H312, H314, H317, H318, H412
98-82-8	Isopropylbenzen	A	H226, H304, H332, H335, H351, H411
34123-59-6	Isoproturon	A	H332, H351, H373, H400, H410
917-58-8	Kalium ethylat	C	H251, H314, H318
127-65-1	Kloramin T	C	H302, H314, H317, H318, H334
42615-29-2	LAS (Lineære alkylbenzensulfonater)	A	H302, H314, H318, H400, H410
151-21-3	Lauryl alkoholsulfonat	A	H228, H302, H315, H318, H319, H332, H335, H412
2164-08-1	Lenacil	A	H351, H400, H410
138-86-3	Limonen	A	H226, H304, H315, H317, H319, H400, H410
121-75-5	Malathion	A	H302, H317, H331, H400, H410
123-33-1	Maleinhydrazid	C	H315, H319, H335, H341
110-16-7	Maleinsyre	A	H302, H315, H317, H319, H335, H370
7085-19-0	Mechlorprop	A	H302, H311, H315, H318, H400, H410
2032-65-7	Mercaptodimethur	A	H300, H301, H311, H330, H400, H410
108-67-8	Mesitylen	A***	H226, H304, H315, H319, H335, H411
141-79-7	Mesityloxid	A	H226, H302, H312, H315, H319, H331, H332, H335
18691-97-9	Metabenzthiazuron	A	H330, H400, H410
41394-05-2	Metamitron	A	H302, H332, H400, H410
137-42-8	Metam-Na, Vapam(dehydrat af Metam-Na)	A	H302, H311, H314, H317, H319, H332, H400, H410
67129-08-2	Metazachlor	A	H302, H317, H351, H400, H410
79-41-4	Methacrylsyre	A	H302, H311, H312, H314, H318, H332, H335, H402
67-56-1	Methanol	A	H225, H301, H311, H331, H370, H412
4435-53-4	Methoxy-n-butylacetat; 3-	C	H319, H336
107-98-2	Methoxypropanol	C	H226, H336, H371
109-86-4	MethylCellosolve	A	H226, H302, H312, H332, H335, H360, H370, H373
74-87-3	Methylchlorid	A	H220, H280, H332, H351, H361f, H373
78-93-3	Methylethylketon	C	H225, H319, H335, H336
107-31-3	Methylformiat	A	H224, H301, H302, H311, H319, H331, H332, H335, H370

108-10-1	Methylisobutylketon	A	H225, H319, H332, H335, H336, H351
80-62-6	Methylmethacrylat	A	H225, H315, H317, H333, H335, H370, H402
90-12-0	1-Methylnaphtalen	B	H302, H304, H315, H319, H335, H411
91-57-6	2-Methylnaphtalen	A	H302, H400, H411
1321-94-4	Methylnaphthalen (Uspec.)	A	H302, H319, H335, H336, H373, H411
2531-84-2	2-Methylphenanthren	A	H302, H318, H400, H410
95-48-7	2-Methylphenol	B	H301, H311, H314, H318, H412
106-44-5	4-Methylphenol	B	H301, H311, H314, H318, H412
2381-21-7	1-Methylpyren	C	H315, H319, H335
3442-78-2	2-Methylpyren	C	H302, H315, H319, H335
1634-04-4	Methyl-tert-butyl-ether (MTBE)	C	H225, H315
19937-59-8	Metoxuron	A	H302, H400, H410
21087-64-9	Metribuzin	A	H302, H331, H336, H400, H410
74223-64-6	Metsulfuron-methyl	A	H400, H410
7786-34-7	Mevinphos	A	H300, H310, H330, H331, H400, H410
74-89-5	Monomethylamin	A	H220, H224, H225, H280, H302, H314, H315, H318, H319, H332, H335
110-91-8	Morpholin	A	H226, H290, H302, H312, H314, H318, H332, H336d, H411
81-15-2	Moskusxylener	A	H201, H351, H400, H410
64-18-6	Myresyre	A	H226, H302, H314, H318, H331, H370
50-21-5	Mælkesyre	C	H314, H315, H318, H319
91-20-3	Naphthalen	A	H228, H302, H351, H400, H410
130-15-4	1,4-Napthoquinon	A	H301, H314, H315, H317, H318, H319, H330, H334, H335, H400, H410
128-04-1	Natrium dimethyldithiocarbamat	A	H302, H400, H410, H411
127-09-3	Natriumacetat	C	H319
7681-52-9	Natriumhypochlorit	A	H290, H314, H315, H318, H335, H400, H410, H411, H412
98-95-3	Nitrobenzen	A	H301, H311, H331, H336, H351, H360, H361, H372, H411, H412
100-02-7	4-Nitrophenol	A	H301, H302, H312, H332, H373, H412
872-50-4	N-methyl-2-pyrrolidinon	A	H315, H319, H335, H360
78763-54-9	N-monobutyltin		
25154-52-3	Nonylphenoler	A	H302, H314, H318, H361, H400, H410

84852-15-3	4-nonylphenol (forgrenet)	A	H302, H314, H318, H400, H410, H361
9016-45-9	Nonylphenoethoxylater	A*	H302, H315, H318, H319, H335, H411
68412-54-4	Nonylphenoethoxylater, Forgrenede	A	H302, H315, H318, H319, H400, H410, H411
26027-38-3	4-Nonylphenol-ethoxylater	A	H400, H410
36643-28-4	N-tributyltin (TBT)	A	H301, H312, H315, H319, H372, H360, H400, H410
3268-87-9	OCDD	A	H300, H400, H410
39001-02-0	OCDF	A	H300, H310, H330, H400, H410
32360-05-7	Octadecylmethacrylat	C	H315, H319, H335
111-87-5	Octanol	B	H302, H312, H315, H319, H335, H336, H412
27193-28-8	Octylphenol ; (1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	A*	H312, H315, H318
1806-26-4	4-Octylphenol	A*	H314, H315, H318, H319
9036-19-5	Octylphenoethoxylater	A**	H302, H315, H318, H319, H411, H412
9063-89-2	Octylphenoethoxylater	A**	H302, H318, H411
75-21-8	Oxiran	A	H220, H230, H280, H301, H302, H314, H315, H318, H318, H331, H335, H336, H340, H350, H360, H372
104-40-5	4-(Para)-nonylphenol	A	H302, H314, H318, H361, H400, H410, H411
56-38-2	Parathion	A	H300, H310, H311, H330, H372, H400, H410
298-00-0	Parathion-methyl	A	H226, H300, H311, H330, H373, H400, H410
40321-76-4	12378-PeCDD	B	H300, H413
57117-41-6	12378-PeCDF	A	H301, H319, H335, H341, H400, H410
57117-31-4	23478-PeCDF	A	H300, H319, H335, H350, H373, H400, H410
40487-42-1	Pendimethalin	A	H302, H317, H361d, H400, H410
608-93-5	pentachlorbenzen	A	H228, H302, H400, H410
76-01-7	Pentachlorethan	A	H302, H351, H372, H411
87-86-5	Pentachlorophenol (PCP)	A	H300, H301, H310, H311, H315, H319, H330, H335, H351, H400, H410, H413
13475-82-6	2,2,4,6,6-Pentamethylheptan	A	H226, H304, H336, H400, H410, H413
1763-23-1	Perfluorooctansulfonsyre (PFOS)	A	H302, H332, H351, H362, H372, H411, H360

52645-53-1	Permethrin	A	H302, H317, H332, H400, H410
198-55-0	Perylen		
85-01-8	Phenanthren	A	H302, H317, H400, H410
13684-63-4	Phenmedipham	A	H400, H410
108-95-2	Phenol	A	H301, H311, H314, H318, H331, H341, H373, H411
108-45-2	Phenylendiamin; m-	A	H301, H311, H317, H319, H331, H341, H400, H410
101-84-8	Phenylether	A	H319, H400, H410, H411, H412
23103-98-2	Pirimicarb	A	H301, H317, H331, H351, H400, H410
61788-33-8	Polychlorede terphenyler		
70362-50-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 81)	A	H373, H400, H410
32598-13-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 77)	A	H373, H400, H410
37680-73-2	Polychlorede biphenyl (PCB # 101)	A	H373, H400, H410
32598-14-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 105)	A	H302, H373, H400, H410
74472-37-0	Polychlorede biphenyl (PCB # 114)	A	H373, H400, H410
31508-00-6	Polychlorede biphenyl (PCB # 118)	A	H373, H400, H410
65510-44-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 123)	A	H373, H400, H410
57465-28-8	Polychlorede biphenyl (PCB # 126)	A	H373, H400, H410
35065-28-2	Polychlorede biphenyl (PCB # 138)	A	H373, H400, H410
35065-27-1	Polychlorede biphenyl (PCB # 153)	A	H373, H400, H410
38380-08-4	Polychlorede biphenyl (PCB # 156)	A	H373, H400, H410
69782-90-7	Polychlorede biphenyl (PCB # 157)	A	H373, H400, H410
52663-72-6	Polychlorede biphenyl (PCB # 167)	A	H373, H400, H410
32774-16-6	Polychlorede biphenyl (PCB # 169)	A	H373, H400, H410
35065-29-3	Polychlorede biphenyl (PCB # 180)	A	H373, H400, H410
39635-31-9	Polychlorede biphenyl (PCB # 189)	A	H373, H400, H410

7012-37-5	Polychlorerede biphenyl (PCB # 28)	A	H373, H400, H410
15862-07-4	Polychlorerede biphenyl (PCB # 29)	A	H373, H400, H410
16606-02-3	Polychlorerede biphenyl (PCB # 31)	A	H373, H400, H410
35693-99-3	Polychlorerede biphenyl (PCB # 52)	A	H373, H400, H410
1336-36-3	Polychlorerede biphenyl (PCB)	A	H373, H400, H410
25322-68-3	Polyethylenglycol-6000	B***	H319, H335, H336,
1918-16-7	Propachlor	A	H302, H317, H319, H400, H410
71-23-8	Propanol; n- (Propylalkohol)	C	H225, H302, H318, H336
111479-05-1	Propaquizafop	A	H317, H332, H400, H410
60207-90-1	Propiconazol	A	H302, H317, H360, H400, H410
67-63-0	Propylalkohol; iso-	C	H225, H319, H336
57-55-6	Propylenglycol	C	
129-00-0	Pyren	A	H315, H319, H335, H400, H410
110-86-1	Pyridin	A	H225, H302, H312, H315, H319, H332
124495-18-7	Quinoxifen	A	H317, H400, H410
108-94-1	Sexton, anon	A	H226, H302, H312, H315, H318, H332, H335
122-34-9	Simazin	A	H302, H319, H351, H400, H410
100-42-5	Styren	A	H226, H304, H315, H319, H332, H335, H361, H372, H412
63-74-1	Sulfanilamid	C	H315, H319, H335
1746-01-6	2378-TCDD	A	H300, H319, H400, H410
51207-31-9	2378-TCDF	A	H300, H310, H330, H400, H410
61931-22-4	Tectilon rot 2	B	
5915-41-3	Terbuthylazin	A	H302, H332, H373, H400, H410
10543-57-4	Tetraacetylenethyldiamin (TAED)	C	
79-34-5	1,1,2,2-Tetrachlorethan	B	H301, H310, H315, H319, H330, H411
127-18-4	Tetrachlorethylen	A	H315, H317, H319, H336, H351, H411
56-23-5	Tetrachlormethan	A	H301, H311, H317, H331, H351, H372, H412, H420
58-90-2	2,3,4,6-Tetra-chlorphenol	A	H301, H311, H315, H319, H400, H410
109-99-9	Tetrahydrofuran	A	H225, H302, H319, H335, H336, H351
9002-93-1	4-(1,1,3,3-Tetramethylbutyl) Phenoethoxylater	A	H302, H315, H318, H319, H400, H410, H411, H412

25265-77-4	Texanol (2,2,4-Trimethyl-1,3-pentadiol.)	B	H319, H412, H315, H335
62-55-5	Thioacetamid	A	H302, H315, H319, H350, H412
137-26-8	Thiram	A	H302, H315, H317, H319, H332, H373, H400, H410
108-88-3	Toluen	A	H225, H304, H315, H336, H361, H373, H412
972-09-8	Tributyl-1-Naphthyltin	A	
688-73-3	Tributyltin	A	H226, H301, H312, H315, H319, H372, H400, H410
1461-22-9	Tributyltinchlorid	A	H301, H311, H312, H315, H317, H318, H319, H330, H341, H360, H372, H400, H410
1983-10-4	Tributyltinfluorid	A	H301, H312, H315, H319, H372, H400, H410
2155-70-6	Tributyltinmethacrylat	A	H301, H312, H315, H319, H360, H372, H400, H410
85409-17-2	Tributyltinnaphthenat	A	H301, H312, H315, H319, H360 H372, H400, H410
120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzen	A	H302, H315, H400, H410
76-03-9	Trichloreddikesyre (TCA)	A	H314, H335 H400, H410
71-55-6	1,1,1-Trichlorethan	A	H225, H315, H319, H332, H420
79-00-5	1,1,2-Trichlorethan	A	H302, H312, H331, H332, H351, H412
79-01-6	Trichlorethylen	A	H315, H317, H319, H336, H341, H350, H412
67-66-3	Trichlormethan (chloroform)	A	H302, H315, H319, H331, H336, H351, H361, H372, H373, H411
95-95-4	2,4,5-Trichlorphenol	A	H302, H315, H319, H400, H410
88-06-2	2,4,6-Trichlorphenol	A	H302, H315, H319, H351, H400, H410
26248-87-3	Trichlorpropyl-phosphat (TCPP)	A	H225, H302, H304, H315, H335, H336, H360
76-13-1	1,1,2-Trichlortrifluorethan	B	H319, H411, H420
1330-78-5	Tricresylphosphat (uspec.)	A	H302, H312, H317, H361, H373, H400, H410, H411
102-71-6	Triethanolamin (tea)	C	H315, H319, H335
121-44-8	Triethylamin	A	H225, H302, H311, H312, H314, H318, H331, H332, H335
1582-09-8	Trifluralin	A	H302, H317, H330, H351, H400, H410
75-50-3	Trimethylamin	A	H220, H224, H280, H302, H314, H315, H318, H332, H335
526-73-8	Trimethylbenzen; 1,2,3-	B	H226, H315, H319, H335, H411
879-12-9	1,2,3-Trimethyl-naphtalen	C	H302, H315, H319, H335

2717-42-2	1,2,4-Trimethyl-naphtalen		
641-91-8	1,2,5-Trimethyl-naphtalen		
2131-41-1	1,4,5-Trimethyl-naphtalen		
2131-42-2	1,4,6-Trimethyl-naphtalen		
2245-38-7	1,6,7-Trimethyl-naphtalen	A	H302, H400, H410
829-26-5	2,3,6-Trimethyl-naphtalen		
126-73-8	Tri-n-butylphosphat	A	H302, H315, H332, H351, H412
217-59-4	Triphenylen	A	H318, H400, H410
115-86-6	Triphenylphosphat	A	H400, H410, H411
892-20-6	Triphenyltin	A	H301, H311, H331, H400, H410
668-34-8	Triphenyltin (TPhT)	A	H301, H311, H331, H400, H410
900-95-8	Triphenyltinacetat	A	H301, H311, H315, H318, H330, H335, H351, H361, H361d, H371, H372, H400, H410
639-58-7	Triphenyltinchlorid	A	H301, H311, H315, H318, H331, H400, H410
76-87-9	Triphenyltinhydroxid	A	H301, H311, H15, H318, H330, H335, H351, H361, H361d, H371, H372, H400, H410
57-13-6	Urea (Urinstof)	A	H315, H319, H335, H351, H413,
75-01-4	Vinylchlorid (chlorethylen)	A	H220, H280, H341, H350, H412
108-38-3	Xylen, m- (1,3-Xylen, 1,3-dimethylbenzen)	A	H226, H304, H312, H315, H318, H319, H332, H335, H412
95-47-6	Xylen; o- (1,2-Xylen, 1,2-dimethylbenzen)	A	H225, H226, H304, H312, H315, H319, H332, H335, H412
106-42-3	Xylen; p- (1,4-Xylen, 1,4-dimethylbenzen)	A	H226, H304, H312, H315, H319, H332, H335, H412
1330-20-7	Xylener (p-xylen, m-xylen og o-xylen)	A	H226, H304, H312, H315, H319, H332, H335, H373, H412
1300-71-6	Xylenol	B	H301, H311, H314, H317, H318, H411

Bilag 3: Analyseparametre til karakterisering af spildevand

Bemærk at analysemetode kan være bestemt i analysekvalitetsbekendtgørelsen. Ved uoverensstemmelse mellem denne vejledning og analysekvalitetsbekendtgørelsen, anvendes metode angivet i analysekvalitetsbekendtgørelsen. For krav om kvaliteten af analyserne henvises i øvrigt til analysekvalitetsbekendtgørelsen.

Tabel 3.1 Analyseparametre til karakterisering af spildevand.

Analyseparameter	Prøvetagning	Analysens virkefelt	Princippet i analysen	Analysemetode (1) (2)	Analysens detektionsgrænse og enhed
pH	Måles med elektrode og/ eller kontinuert registrering	Bestemmer prøves surhedsgrad.	Elektrometrisk måling.	DS/EN ISO 10523:2012	
Ledningsevne/ konduktivitet		Bestemmer prøvens evne til at lede strøm og giver dermed et indtryk af prøvens indhold af opløste salte.	Elektrometrisk måling.	DS/EN 27888:2003	- mS/m
Alkalinitet		Bestemmer prøvens bufferkapacitet, dvs. til at modstå pH-ændringer.	Titration til pH = 4,5 (bicarbonat alkalinitet) eller 8,3 (phenolphthalein alkalinitet).	DS/EN ISO 9963-1:1996	0,5 mmol/L (meqv/L)
Chlorid, Cl	Flowproportional døgprøve	Bestemmer prøvens total indhold af klorid.	Titration med sølvnitrat og bestemmelse ved farveomslag eller sølvelektrode - afhængig af prøven.	DS 239:1984, DS 249:1973	5 mg/L
Chlorid, Cl	Flowproportional døgprøve	Bestemmer prøvens totale indhold af klorid.	Ionkromatografi	DS/EN 10304:2009	0,1 mg/L
Cyanid	Stikprøver, der konserveres	Bestemmelse af totalcyanid og fri cyanid ved brug af flowanalyser	Flow injection analysis eller continuous flow analysis	DS/EN ISO 14430:2012	2 µg/L
Sulfat	Flowproportional døgprøve	Bestemmer prøvens totale indhold af sulfat.	Ionkromatografi	DS/EN 10304:2009	0,1 mg/L

Metaller	Flowproportional døgnprøve i syrevaskede prøveflasker	Bestemmelse af arsen, barium, bly, bor, cadmium, chrom, kobber, kobolt, molybdæn, nikkel, selen, tallium, uran, vanadium og zink i spildevand.	Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) eller r induktivt koblet plasma (ICP)	Reflab metode 13:2016. Metodedatabladet gælder ikke for bestemmelse af sølv, antimon, tin og kviksølv. Oplukning kan ske i hht. DS 259 eller DS/EN ISO 15587-2	Afhænger af metal og analysemetode
Sølv		Bestemmelse af sølv i spildevand	Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) eller r induktivt koblet plasma (ICP)	Reflab metode 14:2011. Oplukning kan ske i hht. DS 259, DS/EN ISO 15587-1 eller DS/EN ISO 15587-2	
Tin		Bestemmelse af tin i spildevand	Atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) eller r induktivt koblet plasma (ICP)	Reflab metode 15:2011. Oplukning kan ske i hht. DS/EN ISO 15587-1.	
Kviksølv	Prøver til analyse for kviksølv (flygtigt) bør udtages som stikprøve. Ved orienterende måling evt. som flowproportional døgnprøve.	Bestemmelse af kviksølv i spildevand	Cold vapour atomabsorptionsspektrofotometri (CVAAS)	Reflab metode 20:2020. Oplukning kan ske i hht. DS 259 eller DS/EN ISO 15587-2	

Tørstof, TS		Bestemmer det totale indhold af opløst og suspenderet stof.	Inddampning af kendt volumen ved 105 °C og vejning af tørringsrest.	DS 204:1980	5 mg/L
Glødetab af tørstof, GTTS		Bestemmer indholdet af brændbart (organisk) materiale i tørstof.	Det inddampede tørstof glødes ved 550 °C i 2 timer og vejes.	DS 204:1980	5 mg/L
Suspenderet stof, SS 3)	Flowproportional døgnp prøve eller stikprøve	Bestemmer det totale indhold af suspenderet (opslemmet) stof.	Filtrering af kendt volumen gennem standard glasfiberfilter (Whatman GF/A), der tørres ved 105 °C og vejes.	DS/EN 872:2005	5 mg/L
Glødetab af suspenderet stof, GTSS		Bestemmer indholdet af brændbart (organisk) materiale i det suspenderede stof.	Det suspenderede stof glødes ved 550 °C i 1 time og vejes.	DS/EN 872:2005	5 mg/L
Bundfældeligt stof	Stikprøver	Bestemmer hvor stor en del af det suspendere stof der bundfældes under standardbetingelser.	1 l prøve ophældes i Imhoff-spidsglas og volumen af bundfaldet måles efter 2 timers henstand.	DS 233:2007	0,1 mL/L
Biokemisk iltforbrug, BOD5		Bestemmer iltforbruget til biologisk nedbrydning af organisk stof og andre stoffer der kan iltes under de standardiserede betingelser.	Prøven fortyndes, til sættes podedvand (spildevand) og inkuberes 5 døgn ved 20 °C. Iltindholdet måles ved start og slut og iltforbruget beregnes.	DS/EN ISO 5815-1:2019	5 mg O ₂ /L
Modificeret Biokemisk iltforbrug, BOD53)		Bestemmer iltforbruget til biologisk nedbrydning af organisk stof under de standardiserede betingelser. Iltforbrug til ammoni-umomdannelse undertrykkes ved hæmmende stof.	Prøven fortyndes, til sættes podedvand (spildevand) og nitrificationshæmmer og inkuberes 5 døgn ved 20 °C. Iltindholdet måles ved start og slut og iltforbruget beregnes.	DS/EN ISO 5815-1:2019	3 mg O ₂ /L

Kemisk iltforbrug med dichromat, CODCr3)		Bestemmer iltforbruget tils kemisk nedbrydning af organisk stof og andre stoffer under standardiserede betingelser.	Efter fortynding destrueres prøven ved kogning i svovlsyre med kendt indhold af dichromat. Uforbrugt dichromat bestemmes ved titrering og COD bestemmes ud fra forbruget af dichromat.	S 217:1991 (ved mere end 500 mg/L chlorid anvendes DIN 38409 del 41 til forbehandling af prøven)	30 mg O ₂ /L
Total kvælstof, TN3)		Bestemmer totalt indhold af kvælstof, dvs. organisk bundet, ammonium, nitrat og nitrit.	Prøvens nitrogen omsættes til nitrat ved oxidation. Nitrat reduceres til nitrit, der bestemmes kolorimetrisk.	DS/EN ISO 11905-1:1998	0,1 – 5 mg N/L afhængig af fortynding
Kjeldahl kvælstof, Kj-N3)		Bestemmer organisk bundet kvælstof og ammonium.	Prøven destrueres i varm svovlsyre og mængden af ammonium bestemmes ved afdestillering og titrering.	DS/ISO 5663:1994	5 mg N/L
Total fosfor, TP3)		Bestemmer totalt indhold af fosfor.	Fosfor oxideres i sur væske til orthofosfat der bestemmes kolorimetrisk.	DS/EN ISO 15681-1:2005	0,01 - 1 mg P/L
Adsorberbart organisk halogen, AOX		Bestemmer adsorberbare organisk bundne halogenforbindelser, dvs. forbindelser med chlor, brom og iod.	Absorption på aktivt kul, der afbrændes og dannet hydrogenhalogenid bestemmes mikrocoulometrisk.	DS/EN ISO 9562:2005	10 mg Cl/L
Ekstraherbart organisk halogen, EOX		Bestemmer ekstraherbare organisk bundne halogenforbindelser.	Ekstraktion med pentan, der afbrændes og dannet hydrogenhalogenid bestemmes mikrocoulometrisk	NEN 6402/NEN 6676 DS/EN 17331:2023	0,5 mg Cl/L
Flygtigt organisk halogen, VOX		Bestemmer flygtige organiske halogenforbindelser, dvs. forbindelser der kan afblæses ved temperaturer under 60o C.	Afblæsning med ilt ved 60 °C afbrænding og mikrocoulometrisk bestemmelse af hydrogenhalogenid.	DIN 38409-1 Teil 25	1 mg Cl/L

Olie og fedt	Stikprøver i specialvaskede flasker	Bestemmer indholdet af ekstraherbare organiske forbindelser. Mulighed for tab af kulbrinter < C10.	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Tetrachlorethylen anbefales som ekstraktionsmiddel. Kvantificering ved IR-fotometri.	Reflab metode 5:2019. Kaldes også modificeret DS/R 209.	2 - 5 mg/L
Mineralsk olie	Stikprøver i specialvaskede flasker	Bestemmer indholdet af ekstraherbare organiske forbindelser. Mulighed for tab af kulbrinter < C10.	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Tetrachlorethylen anbefales som ekstraktionsmiddel. Kvantificering ved IR-fotometri.	Reflab metode 5:2019. Kaldes også modificeret DS/R 209.	0,1 mg/L
Mineralsk olie	Stikprøver i specialvaskede flasker	Bestemmer C10 – C40 kulbrinter i olie. Tab af flygtige kulbrinter.	Ekstraktion med opløsningsmiddel. Oprensning. Kvantificering ved gaschromatografi med flammeionisationsdetektor (GC-FID).	DS/EN ISO 9377-2:2001	0,1 mg/L
Phenoltal	Stikprøver i Specialvaskede flasker	Bestemmer summen af de phenoler, der kan dampdestilleres fra spildevandet (substituerede phenoler).	Spildevand dampdestilleres. På destillatet udføres farvereaktion med 4-aminoantipyridin og fotometrisk måling.	DS 281: 1975	0,1 mg/L
Anion detergenter		Bestemmer indholdet af anioniske overfladeaktive stoffer.	Reaktion med methylenblåt og fotometri. Natriumlaurylsulfat bruges som standard. DS/EN 903:1994	DS/EN 903:1994	2 – 5 mg/L
Kation detergenter		Bestemmer indholdet af kationiske overfladeaktive stoffer (primært kvarternære ammoniumforbindelser).	Oprensning og adskillelse fra anioniske detergenter. Reaktion med farvereagens og fotometri. DSD MAC bruges som referencestof.	Ny metode-forskrift under udarbejdelse	25 mg/L
Nonion detergenter		Bestemmer indholdet af nonionisk overfladeaktive stoffer.	Stripning til ethylacetat. Koncentrationen bestemmes i relation til nonylphenol med 10 ethylenoxidgrupper, bruges som standard.	ISO/DIS 7875	10 mg/L

Slamhæmning		Slamhæmning Bestemmer hæmning over for aktiv slam, dvs. en bredt sammensat population af mikroorganismer. NB: Resultatet afhænger kraftigt af valget af aktiv slam.	Spildevandsprøve og blanding heraf med syntetisk spildevand med letomsætteligt organisk stof og aktiv slam beluftes. Iltoptagelseshastigheden bestemmes på delprøver udtaget efter 0,5 og 2 timer. Som kontrol bruges syntetisk spildevand. Hæmningen bestemmes som forskel i iltoptagelseshastighed mellem prøve og kontrol. DS/EN ISO 8192:2007 250 mg/L	DS/EN ISO 8192:2007	250 mg/L
Nitrifikationshæmning	Flowproportion al døgnprøve	Bestemmer hæmning over for nitrificerende organismer, dvs. bakteriegrupperne nitrosomonas og nitrobacter NB: Resultatet afhænger kraftigt af valget af aktiv slam.	Spildevandsprøve, ammonium og aktiv slam beluftes, og omsætningen af ammonium til nitrat bestemmes efter et antal timer. Som kontrol bruges rent vand. Hæmningen bestemmes som forskel i ammoniumforbrugshastighed mellem prøve og kontrol.	DS/EN ISO 9509:2006 eller modificeret efter Naturvårdsverket, 1995	10 % hæmning
Persistent toksicitet		Bestemmer toksiciteten over for en eller flere forskellige typer organismer efter en forudgående 'stabilisering' med aktiv slam.	Stabilisering udføres ved at belufte en fortynding af prøven sammen med aktiv slam - typisk i 28 dage		10 % hæmning

Noter:

(1) DS = Dansk Standard, ISO = International Standardiserings Organisation, DIN = Tysk Industri Norm, NEN = Hollandsk Standard, OECD = Organisation for Economic Cooperation and Development.

(2) De nævnte analysemetoder udelukker ikke, at andre kan anvendes. Vær opmærksom på, at der siden vejledningens udgivelse kan forekomme senere udgivelser af standarder end de nævnte. Danske og internationale standarder og deres historie kan slås op på webshop.ds.dk/.

Bilag 4: Metodik for vurdering af eksplosionsfare

Fremgangsmåde

Det er generelt set vanskeligt at vurdere et stofs tendens til at fordampe fra vandfasen, og dermed til potentielt at ophobes i kloaksystemet med eksplosionsfare til følge. I det følgende er der beskrevet en fremgangsmåde, der på baggrund af en række forudsætninger gør det muligt at vurdere eksplosionsfaren ved afledning af stoffer til kloaksystemer.

Vurderingen tager udgangspunkt i stoffets fysiske/kemiske egenskaber, som damptryk, vandopløselighed, Henry's lovkonstant, molvægt og nedre eksplosionsgrænse.

Fremgangsmåden kan opdeles i en vurdering af fire forhold:

- 1) Er stoffet flygtigt?
- 2) Er dampene tungere end atmosfærisk luft, hvilket betyder, at de vil have en tendens til at forblive i kloaksystemet?
- 3) Er stoffet eksplosionsfarligt?
- 4) Hvad er de maksimalt acceptable koncentrationer i spildevandet?

Når der kan antages ligevægt mellem vandfase og luftfase, kan denne vurdering foretages som beskrevet nedenfor.

Vurderingen gælder således ikke for situationer, hvor der ved beluftning sker en aktiv/forceret transport fra vandfasen til luften (stripning). Tilsvarende må der tages forbehold over for tilstedeværelsen af materialer, der reducerer fordampningen ved adsorption af stoffet (f.eks. slampartikler, organiske polymerer og biofilm).

Forudsætninger

Generelt må vurderingen af kemiske stoffers fordampning fra spildevand baseres på en række antagelser:

- Koncentrationen af det kemiske stof i den vandige fase er den, som faktisk er i opløsning, uden at være på ion-form, bundet som komplekser eller adsorberet til partikler.
- Stoffet er ideelt opblandet i den vandige fase, og stofkoncentrationen i vand og luft er i ligevægt. Dette krav betyder således, at der ikke tages hensyn til koncentrationsgradienter i den vandige fase som følge af fordampningen.
- Der regnes ikke med nogen reduktion i stoffets koncentration betinget af biologisk nedbrydning eller hydrolyse.

Antagelsen om ligevægt mellem vandfase og luftfase indebærer også, at der ikke sker udskiftning af gasfasen. Dette vil tilnærmelsesvis være opfyldt i kloaknet, der ikke ventileres aktivt.

Under disse forudsætninger kan stoffets evne til at fordampe vurderes ud fra Henry's lovkonstant (H), der udtrykker forholdet mellem stoffets damptryk (P) og dets opløselighed i vand (S)

$$H = \frac{P}{S}$$

Flygtigt?

Almindeligvis antages det, at stoffer med en Henry's lovkonstant over $10^{-3} \text{ atm} \times \text{m}^3/\text{mol}$ vil frigøres til luften i væsentlige koncentrationer.

Tungere end luft?

En vurdering af om stoffet er tungere end luft, og dermed vil have tendens til at forblive i kloaksystemet, kan udføres ved at sammenligne stoffets molvægt med molvægten af atmosfærisk luft, der er ca. 29 g/mol.

Eksplodingsfare?

Oplysning om, hvilke koncentrationer af et stof, der kan give risiko for eksplosionsfare, angives normalt som nedre eksplosionsgrænse og øvre eksplosionsgrænse (på engelsk lower/upper explosion limit - LEL/UEL). Værdierne angives normalt som volumenprocent af atmosfærisk luft, og kan lidt populært forklares ved, at under den nedre grænse vil stoffet ikke kunne eksplodere pga. de lave koncentrationer, mens den øvre grænse angiver, hvornår koncentrationen af ilt i blandingen bliver for lille til, at en eksplosion kan udløses.

I relation til en vurdering af forholdene i et kloaksystem vil det være den laveste grænse, der er relevant, og det må anbefales at anvende en sikkerhedsfaktor, således at koncentrationen i luften maksimalt accepteres til 10 % af den nedre eksplosionsgrænse.

Maksimal acceptabel koncentration

Ved estimering af de maksimalt acceptable koncentrationer i spildevand, omregnes værdien for H til den såkaldte dimensionsløse Henry's lovkonstant' (H'), der angiver forholdet mellem stoffets koncentration i luften og stoffets koncentration i den vandige fase:

$$H' = \frac{H}{RT} = \frac{K_l}{K_v}$$

hvor

H er Henry's lovkonstant i $\text{atm m}^3/\text{mol}$.

H' er Henry's dimensionsløse lovkonstant.

R er gaskonstanten ($8,21 \times 10^{-5} \text{ atm} \times \text{m}^3/(\text{mol} \times \text{K})$).

T er temperaturen i K.

K_l og K_v er henholdsvis koncentrationen i gasfase og vandfase.

Selve beregningen er illustreret nedenfor med benzen som eksempel.

Eksempel

Eksempel på beregning af maksimalt acceptabel koncentration af benzen i spildevand ud fra hensyn til eksplosionsfare

Henry's lovkonstant for benzen er $5,43 \times 10^{-3} \text{ atm m}^3/\text{mol}$, og stoffet må derfor betragtes som flygtigt.

Molvægten af benzen er 78,11 g/mol, og stoffet er således betydeligt tungere end atmosfærisk luft.

Temperaturen (T) fastsættes til 12 °C svarende til 285 K.

Massefylde af benzen ved 12 °C kan beregnes ved hjælp af formlen:

$$\text{Massefylde} = M \times p / R \times T$$

hvor

M er molvægten i kg/mol

p er trykket målt i atmosfære (atm)

R er gaskonstanten ($8,21 \times 10^{-5} \text{ atm} \times \text{m}^3 / (\text{mol} \times \text{K})$)

T er temperaturen i K

Indsættes i formlen fås:

Massefylde

$$= M (\text{kg/mol}) \times p (\text{atm}) / R (\text{atm} \times \text{m}^3 / \text{mol} \times \text{K}) \times T (\text{K})$$

$$= 0,07811 (\text{kg/mol}) \times 1 (\text{atm}) / 8,21 \times 10^{-5} (\text{atm} \times \text{m}^3 / \text{mol} \times \text{K}) \times 285 \text{ K}$$

$$= 3,34 \text{ g/L}$$

Nedre eksplosionsgrænse for benzen er 1,3 % (volume/volume), svarende til at 13 mL/L luft udgøres af benzen.

Der fastsættes en sikkerhedsfaktor på 10, svarende til at der maksimalt accepteres 0,13 % benzen i luften (1,3 mL/L).

$$1,3 \text{ mL benzen vejer således: } 3340 \text{ mg/L} \times 0,0013 \text{ L} = 4,34 \text{ mg}$$

og dvs. at KI-LEL = 4,34 mg/L

Den maksimalt acceptable koncentration af benzen i spildevand, der sikrer mod frigørelse af benzen i koncentrationer, der potentielt kan medføre eksplosionsfare, kan beregnes ved brug af den dimensionsløse Henry's konstant (H') for benzen, der ved denne temperatur kan beregnes til 0,232 ($H' = H/RT$). Det betyder, at den maksimalt acceptable koncentration af benzen i vandet kan beregnes som:

$$K_v\text{-max} = \text{KI-LEL} / 0,232$$

$$= 4,34 \text{ mg/L} / 0,232 = 18,7 \text{ mg/L}$$

Niveauet af benzen i udløbet fra den pågældende virksomhed bør således ikke overstige 20 mg/L, hvis risikoen for eksplosion i udløbsledningerne skal forebygges.

Det skal dog påpeges, at benzen efter principperne i kapitel 3.7 er et A-stof, jf. bilag 1, og alene af den grund er uønsket i spildevand. Stoffet skal begrænses mest muligt, helst elimineres fra spildevandet.

Eksempler på maksimal koncentration, tabel 5.1

I tabel 5.1 er angivet nedre eksplosionsgrænser for en række flygtige stoffer sammen med en beregnet maksimal acceptabel koncentration i spildevandet ud fra hensynet til eksplosionsfare. Beregningerne er foretaget under ovennævnte forudsætninger (dvs. 12 °C og sikkerhedsfaktor = 10).

Det skal dog pointeres, at stofferne under alle omstændigheder skal reguleres efter principperne om ABC-vurderede stoffer, jf. kapitel 3.7, og at eksempelvis A-stoffer derfor skal elimineres eller begrænses mest muligt.

Oplysninger?

Oplysninger om molvægt, Henry's lovkonstant og eksplosionsgrænser vil kunne findes i en række kemiske opslagsværker, f.eks. Groundwater Chemicals Desk Reference⁸²⁾, der er anvendt her.

Udvalgte stoffer

Tabel 5.1 Maksimal koncentration i spildevand for udvalgte stoffer, Kv-max.

	LEL	Molvægt (g/mol)	Kv-max (mg/L)
Antracen	0,6 %	178,24	20
Benzen	1,3 %	78,11	19
Chlorbenzen	1,3 %	112,56	27
Chlorethan	3,2 %	64,52	38
1,2-Dichlorbenzen	2,2 %	147,00	60
1,1-Dichlorethan	5,6 %	98,96	102
1,1-Dichlorethylen	6,5 %	96,94	116
Ethylbenzen	1,0 %	106,17	20
n-hexan	1,1 %	86,2	0,06
Napthalen	0,9 %	128,18	21
Styren	1,1 %	104,15	21
Toluen	1,3 %	92,14	22
1,1,1-Trichlorethan	7,5 %	133,40	184
Trichlorethylen	8,0 %	131,39	194
Vinyl chlorid	3,6 %	62,50	41
o-Xylen	1,0 %	106,17	20
m-Xylen (og p-Xylen)	1,1 %	106,17	22

Bilag 5: Eksempel på beregning af forslag til grænseværdi

For at illustrere metoden til beregning af de vejledende grænseværdier, er der nedenfor gennemgået et eksempel med udgangspunkt i beregningen for bly. Der er illustreret en beregning på baggrund af overholdelse af henholdsvis miljøkvalitetskravet for ferskvand, miljøkvalitetskravet for havvand og slamkvalitetskravet. Dette eksempel kan anvendes som inspiration til beregning og fastsættelse af vilkår eller grænseværdier ved udarbejdelse af en tilslutningstilladelse.

Beregning af grænseværdi for bly ved tilledning af spildevand til spildevandsforsyningsselskabs renseanlæg med udledning til ferskvand

For bly er miljøkvalitetskravet i ferskvand 1,2 µg/L (opløst), jf. Miljøstyrelsens miljøprojekt om Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser. Den i forvejen forekommende koncentration er i dette eksempel sat til 0 µg/L.

Jævnfør Nøgletalsrapporten er tilbageholdelsen af bly 81 %, dvs. 81 % af bly, der kommer ind i renseanlægget med spildevand, fjernes med slammet.

Fordelingskoefficienten mellem suspenderet stof og opløst stof er sat til 21.000 L/kg for bly, jf. tabel 3.11.1.

Koncentrationen af suspenderet stof (SS) er sat til 7,4 mg/L, jf. afsnit 3.11.

Fortyndingsfaktoren for ferskvand (FT) er sat til 1.

Følgende formel fra afsnit 3.11 anvendes:

$$C_{\text{spildevand, Total}} \leq \text{MKK} * (1 + \text{SS} * K_D) * \text{FT} * \frac{100}{100 - \text{TH}\%}$$

Hvor:

C_{spildevand} er koncentrationen i virksomhedens tilsluttede spildevand, som her ligestilles med indløbskoncentrationen i renseanlægget iht. princippet om 0-fortynding.

FT er fortyndingen ved renseanlæggets udløb til hhv. marint eller ferskvand.

MKK er miljøkvalitetskravet for vandfasen for enten fersk eller marint vand.

TH% er tilbageholdelsen i renseanlægget angivet i procent. TH% findes for en række stoffer i Nøgletalsrapporten.

KD er fordelingskoefficienten mellem suspenderet stof og vand for metallet (L/kg).

SS er suspenderet stof i det modtagende vandområde.

Den maksimale acceptable indløbskoncentration for bly beregnes til:

$$C_{\text{spildevand, Total}} = 1,2 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} * \left(1 + 7,4 \cdot 10^{-6} \frac{\text{kg}}{\text{L}} \cdot 21000 \frac{\text{L}}{\text{kg}}\right) * 1 * \frac{100}{100 - 81} = 7,3 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$$

Tjek af beregningen:

Ved en indløbskoncentration på 7,3 µg/L, en fjernelse på 81% og en fortynding på 1 vil udløbskoncentrationen være:

$$7,3 \frac{\mu}{\text{L}} * \frac{100 - 81}{100} = 1,39 \frac{\mu}{\text{L}}$$

Koncentration af opløst bly i udløbet vil være:

$$1,39 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \cdot \frac{1}{1 + 7,4 \cdot 10^{-6} \frac{\text{kg}}{\text{L}} \cdot 21000 \frac{\text{L}}{\text{kg}}} = 1,2 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$$

En maksimalt tilladelig indløbskoncentration på 7,3 µg/L resulterer dermed i en teoretisk maksimal udløbskoncentration lig miljøkvalitetskravet,

Beregning af vejledende grænseværdi for bly ved tilledning af spildevand til offentligt renseanlæg med udledning til havvand

For bly er miljøkvalitetskravet i marint vand 1,3 µg/L (opløst), jf. Miljøstyrelsens miljøprojekt om Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser.

Jævnfør Nøgletalsrapporten er tilbageholdelsen af bly 81%, dvs. 81% af bly, der kommer ind i renseanlægget med spildevand, fjernes med slammet.

Den i forvejen forekommende koncentration er i dette eksempel sat til 0 µg/L.

Fordelingskoefficienten mellem suspenderet stof og opløst stof er sat til 21.000 L/kg for bly, jf. tabel 3.11.1.

Koncentrationen af suspenderet stof (SS) er sat til 7,4 mg/L, jf. afsnit 3.11.

Fortyndingsfaktoren for havvand (FT) er sat til 10.

Den kritiske indløbskoncentration for bly beregnes til:

$$C_{\text{spildevand, Total}} = 1,3 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} * \left(1 + 7,4 * 10^{-6} \frac{\text{kg}}{\text{L}} * 21000 \frac{\text{L}}{\text{kg}}\right) * 10 * \frac{100}{100 - 81} = 79 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$$

Tjek af beregningen:

Ved en indløbskoncentration på 79 µg/L, en fjernelse på 81% og en fortynding på 10 vil udløbskoncentrationen være:

$$79 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} * \frac{\frac{100 - 81}{100} \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}}{10} = 1,5 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$$

Koncentrationen af opløst bly i udløbet vil være:

$$1,5 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \cdot \frac{1}{1 + 7,4 \cdot 10^{-6} \frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \cdot 21000 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}} = 1,3 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$$

En maksimalt tilladelig indløbskoncentration på 79 µg/L resulterer dermed i en teoretisk maksimal udløbskoncentration lig miljøkvalitetskravet,

Beregning af vejledende grænseværdi for bly i forhold til overholdelse af slamkvalitetskravet

For bly er slamkvalitetskravet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål sat til 120 mg/kg tørstof.

Jævnfør Nøgletalsrapporten er tilbageholdelsen af bly 81%, dvs. 81% af bly, der kommer ind i renseanlægget med spildevand, fjernes med slammet.

Mængde af produceret slam per m³ spildevand er sat til 250 g tørstof/m³ spildevand = 0,25 kg tørstof/m³ spildevand. Følgende formel fra afsnit 3.11 anvendes:

$$C_{\text{spildevand}} \leq GV_{\text{slam}} * \frac{M}{Q} * \frac{100}{TH\%}$$

Hvor:

M er den daglige slamproduktion for renseanlægget.

Q er det daglige flow i renseanlægget.

GV_slam er grænseværdien for slammet som angivet i bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål.

Indløbskoncentration, der netop sikrer overholdelse af grænseværdien, beregnes til:

$$C_{\text{spildevand}} = 120 \frac{\text{mg}}{\text{kg tørstof}} * 0,25 \frac{\text{kg tørstof}}{\text{m}^3 \text{ spildevand}} * \frac{100}{81} = 37 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} = 37 \frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$$

tjek af beregningen: Ved en indløbskoncentration af bly på 37 mg/m³ og en fjernelse på 81% med slam kan koncentrationen i slam beregnes til:

$$\text{Slamkoncentration} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg tørstof}} \right) = \frac{37 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \cdot \frac{81}{100}}{0,25 \frac{\text{kg tørstof}}{\text{m}^3 \text{ spildevand}}} = 120 \frac{\text{mg}}{\text{kg tørstof}}$$

Konklusion på bly

Ved udledning til ferskvand må indløbskoncentrationen til spildevandforsynings renseanlæg ikke overstige 7,3 µg/L for, at miljøkvalitetskravet i vandområdet overholdes. Da indløbskoncentrationen ikke må overstige 37 µg/L, når slamkvalitetskravet til bly skal overholdes, bliver det overholdelse af miljøkvalitetskravet for ferskvand, som bliver det mest kritiske hensyn og afgørende for fastsættelsen af forslag til grænseværdi for tilslutning til spildevandforsynings renseanlæg med udledning til ferskvand. Samlet set må indløbskoncentrationen derfor ikke overstige 7,3 µg/L.

Ved udledning til havvand må indløbskoncentrationen til spildevandsforsynings renseanlæg ikke overstige 79 µg/L, når miljøkvalitetskravet i vandområdet skal overholdes. Da indløbskoncentrationen ikke må overstige 37 µg/L, hvis slamkvalitetskravet til bly skal overholdes, bliver det overholdelse af slamkvalitetskravet, som bliver det mest kritiske hensyn og afgørende for fastsættelsen af forslag til grænseværdi for tilslutning til spildevandsforsynings renseanlæg med udledning til ferskvand. Samlet set må indløbskoncentrationen derfor ikke overstige 37 µg/L.

Miljøstyrelsen, den 2. juli 2025

- 1) Lovbekendtgørelse nr. 1093 af 11. oktober 2024 om miljøbeskyttelse
- 2) Miljøstyrelsens vejledning nr. 2 af 31. maj 2006 om tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg
- 3) Miljøministeriets rapport af juni 2023 om vandområdeplanerne 2021-2027
- 4) Miljøministeriets rapport af juni 2023 om vandområdeplanerne 2021-2027
- 5) Bekendtgørelse nr. 866 af 20. juni 2025 om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4
- 6) Miljøstyrelsens vejledning nr. 28. af juni 2018 til bekendtgørelse om spildevandstilladelse m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4
- 7) Rådets direktiv 91/271/EØF af 21. maj 1991 om rensning af byspildevand, EF-Tidende 1991, nr. L 135, side 40
- 8) Europa-parlamentets og rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger, EF-Tidende 2000, nr. L 327
- 9) Bekendtgørelse nr. 1749 af 30. december 2024 om affald
- 10) Miljøstyrelsens vejledning nr. 9183 af 11. marts 2024 til bekendtgørelse krav til visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar
- 11) Bekendtgørelse nr. 1027 af 2. september 2024 om godkendelse af listevirksomheder
- 12) Bekendtgørelse nr. 1477 af 12. december 2017 om virksomheder, der forarbejder emner af jern, stål eller andre metaller
- 13) Bekendtgørelse nr. 1408 af 27. november 2023 om miljøkrav for mellemstore fyringsanlæg
- 14) Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2010/75/EU af 24. november 2010 om industrielle emissioner (integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening), EU-Tidende 2010, nr. L334, s. 17
- 15) Lovbekendtgørelse nr. 9 af 4. januar 2017 om miljø og genteknologi
- 16) Bekendtgørelse nr. 1399 af 12. december 2019 om bygningsreglement 2018 (BR18)
- 17) Miljøstyrelsens vejledning nr. 6 af 20. oktober 2005 om håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven
- 18) Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 96 af 1988 om Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger, Hvidtved-Jacobsen
- 19) Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Nielsen, A. H. (2001). Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. CRC Press
- 20) Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 245 af 1993 om Tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg
- 21) Blum, D. J. W., & Speece, R. E. (1991). A Database of Chemical Toxicity to Environmental Bacteria and Its Use in Interspecies Comparisons and Correlations. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 63(3), 198–207
- 22) Oehmen, A., Lemos, P. C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L. L. and Reis, M. A. (2007) Advances in Enhanced Biological Phosphorus Removal: From Micro to Macro Scale. Water Research, 41, 2271–2300
- 23) Meng, Q., Zeng, W., Fan, Z., Li, S., Peng, Y., (2023), Sulfide inhibition on polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms: Cumulative inhibitory effect and recoverability, Journal of Hazardous Materials, ISSN 0304-3894
- 24) Nguyen, P. Y., Marques, R., Wang, H., Reis, M., Carvalho, G., Oehmen, A., (2023). The impact of pH on the anaerobic and aerobic metabolism of Tetrasphaera-enriched polyphosphate accumulating organisms. Water Research X. 19. 100177. 10.1016/j.wroa. 2023.100177
- 25) Stronach, S. M., T. Rudd, J. N. Lester, 1986: Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. Springer-Verlag
- 26) Fan, N., Qi, R., Rossetti, S., Tandoi, V., Gao, Y., Yang, M., (2017) Factors affecting the growth of Microthrix parvicella: Batch tests using bulking sludge as seed sludge. Sci Total Environ. doi: 10.1016/j.scitotenv. 2017.07.261
- 27) Li, W. Zheng, P., Xu, D., Chen, W., Pan, C., Kang, D., Zeng, Z., (2021). Controlling filamentous sludge bulking by regulating oxygen supply in the start of BISURE system. Chemical Engineering Journal. 424. 130487. 10.1016/j.cej. 2021.130487
- 28) Miljøstyrelsens handlingsplan om cirkulær økonomi National plan for forebyggelse og håndtering af affald 2020-2032
- 29) Bekendtgørelse nr. 1001 af 27. juni 2018 om anvendelse af affald til jordbrugsformål
- 30) Bekendtgørelse nr. 796 af 13. juni 2023 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand
- 31) Bekendtgørelse nr. 1433 af 21. november 2017 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder
- 32) Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 188 af 1992 om Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand
- 33) Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 25 af 1991 om reduktion af farve i industrispildevand. Teksttilfarverier
- 34) Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1272/2008 af 16. december 2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger og om ændring og ophævelse af direktiv 67/548/EØF og 1999/45/EF og om ændring af forordning (EF) nr. 1907/1006
- 35) Miljøstyrelsens vejledning nr. 1 af 2010 om anvendelse af affald til jordbrugsformål
- 36) Bekendtgørelse nr. 291 af 19. marts 2024 om grænseværdier for stoffer og materialer (kemiske agenser) i arbejdsmiljøet
- 37) Miljøstyrelsens rapport af marts 2021 om Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg – opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. ISBN: 978-87-7038-287-8
- 38) Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E., Bokkers, B., Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. Environ Toxicol Chem. 2021 Mar; 40(3):859-870. doi: 10.1002/etc.4835. Epub 2020 Sep 8. PMID: 32729940
- 39) Miljøstyrelsens datablad af 23. november 2023 om Fastlæggelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet Per- og polyfluoroalkylstoffer
- 40) Miljøstyrelsens datablad af 23. november 2023 (opdateret oktober 2024) for Fastlæggelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet Per- og Polyfluoroalkylstoffer (PFAS)
- 41) MUDP-projekt af december 2024 om PFAS-inator - Sustainable and cost-effective technology for PFAS-removal from landfill leachate
- 42) Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcers håndbog nr. 1 af 2022 om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser
- 43) Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 1933 af maj 2017 om Nye forureningsstoffer i perkplat fra lossepladser
- 44) Kommissionens gennemførelsesafgørelse (EU) 2016/902 af 30. maj 2016 om fastlæggelse af konklusionerne om den bedste tilgængelige teknik (BAT-konklusioner) i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2010/75/EU i forbindelse med spildevands- og luftrensning og styringssystemer i den kemiske sektor (meddelt under nummer C(2016) 3127) (EØS-relevant tekst)
- 45) Miljøstyrelsens vejledende udtalelse af 23. april 2019 vedrørende hospitalsspildevand
- 46) VKM, Wasteson et al. (2020). Assessment of the impact of wastewater and sewage sludge treatment methods on antimicrobial resistance
- 47) Rapport af United Nations Environment Programme af 2023, Bracing for superbugs: Strengthening environmental action in the One Health response to antimicrobial resistance
- 48) Reflab metode 5:2019 3. udgave af 28. maj 2019 om Vandundersøgelse – Olie og fedt – Ekstraktion med tetrachlorethen og måling ved infrarødspektrofotometri
- 49) Miljøstyrelsens miljøprojekt nr. 609 af 2001 om Reduktion af mineralisk olie i spildevand
- 50) Statens Byggeforskningsinstituts SBI-anvisning nr. 255, 1. udgave af 2015 om Afløbsinstallationer – systemer og dimensionering
- 51) Rørcenter-anvisning 006 2. udgave af april 2021 om Olieudskilleranlæg. Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift, Teknologisk institut
- 52) Rørcenter-anvisning 005 2. udgave af april 2021 om Fedtudskilleranlæg. Vejledning i projektering, dimensionering, udførelse og drift, Teknologisk institut

- 53) Bekendtgørelse nr. 1254 af 23. nov. 2019 om forebyggelse af forurening af jord, grundvand og overfladevand fra benzin- og dieselsalgsanlæg
- 54) Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken
- 55) Europaparlamentets og Rådets forordning (EU) 2017/852 af 17. maj 2017 om kviksølv og om ophævelse af forordning (EF) nr. 1102/2008
- 56) Bekendtgørelse nr. 456 af 9. april 2022 om udførelse af opgaver i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 2017/852 om kviksølv
- 57) Vandkvalitetsinstitutets notat til miljøstyrelsen af marts 1994 om forslag til vejledende grænseværdier for sølv og cyanid i industrispildevand ved tilslutning til kommunale rensesanlæg
- 58) Kim, Y. M., Cho, H. U., Lee, D. S., Park, D., Park, J. M., (2011). Comparative study of free cyanide inhibition on nitrification and denitrification in batch and continuous flow systems. Desalination, 279(1-3), 439-444
- 59) Bekendtgørelse nr. 744 af 18. juni 2024 om asbest i arbejdsmiljøet
- 60) Arvin, E., Dyreborg, S., Menck, C., Olsen, J., A mini-nitrification test for toxicity screening, minntox, Water Research, Volume 28, Issue 9, 1994, Pages 2029-2031, ISSN 0043-1354
- 61) Naturvårdsverket rapport nr. 4424 af 1995 om Screeningmetod för bestämning av nitrifikationshämning vid drift av kommunala avloppsreningsverk. SKARV-projekt
- 62) ECHAs vejledning af maj 2008 om "Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R. 10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment"
- 63) Miljøstyrelsens hjemmeside om kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet
- 66) Miljøstyrelsens liste over alle BREF dokumenter
- 67) Miljøstyrelsens orientering nr. 12 af 2010 for varmforzinkningsindustrien
- 68) Miljøstyrelsens orientering nr. 5 af 1993 for autoophugningsbranchen
- 69) Miljøstyrelsens orientering nr. 6 af 1993 for galvanoidindustrien
- 70) Miljøstyrelsens orientering nr. 4 af 1993 for asfaltindustrien
- 71) Miljøstyrelsens orientering nr. 5 af 1996 for lak- og farveindustrien.
- 72) Miljøstyrelsens orientering nr. 13 af 2000 for autoværksteder
- 73) Miljøstyrelsens orientering nr. 7 af 2010 for tekstilfarvning og -tryk
- 74) Miljøstyrelsens branchevejledning nr. 3 af 1991 om Overfladebehandling af skibe
- 75) Miljøstyrelsens branchevejledning nr. 4 af 1991 om Retningslinjer for grovvarebranchen
- 76) Miljøstyrelsens branchevejledning nr. 2 af 1993 om Begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg
- 77) Bekendtgørelse nr. 1122 af 30. september 2017 om henlæggelse til Miljøstyrelsen og Kommunalbestyrelsen af opgaver og tilsyn vedrørende Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 2017/852 om kviksølv
- 78) DS 2399:2006 af 24. juli 2006 om Afløbskontrol – Statistisk kontrolberegning af afløbsdata
- 79) Bekendtgørelse nr. 811 af 19. juni 2024 om kvalitetskrav til miljømålinger
- 80) Bekendtgørelse nr. 473 af 7. oktober 1983 om kloakarbejde m.v.
- 81) Danmarks Miljøundersøgelers tekniske rapport nr. 361 om "Modelling analysis of sewage sludge amended soil"
- 82) Montgomery, J. H, Groundwater Chemicals Desk Reference Volume 2. Chelseas, Lewis Publishers, 1990