



Miljøfremmede Stoffer og rensning.

Rapporten er udarbejdet af BIOFOS med økonomisk støtte fra Vandsektorens Teknologiuudviklingsfond i 2015 og primo 2016

Seniorkonsulent Bo Neergaard Jacobsen har bidraget til rapporten med kapitler om Undersøgelses strategier, informationskilder og projekterfaringer fra udvalgte europæiske udviklingsprojekter.

Den er inddelt i to dele hvor første del handler om kortlægning og forekomst samt lovgivning. Anden del omhandler de teknologier der kan tænkes anvendt på renseanlæg for at fjerne de miljøfremmede stoffer (MFS).

Indholdsfortegnelse

1	Indledning og formål.....	4
2	Kortlægning og forekomst.....	5
2.1	Kilder og kredsløb.....	5
2.2	Lovgivning og regler	8
2.2.1	Bekendtgørelse nr. 1022 af 25/08/2010	8
2.2.2	Ansvar i relation til miljøfarlige stoffer.....	9
2.2.3	Forventninger til kommende lovgivning.....	12
2.3	Undersøgelses strategier	13
2.3.1	Kemisk analyse af enkelt-stoffer / stofgrupper	13
2.3.2	Effekt-baserede målinger	15
2.3.3	Kombination.....	17
2.3.4	Massestrøms analyser	20
2.3.5	Sammenfatning for undersøgelses strategier	25
2.4	Informationskilder	28
2.4.1	SPILDEVANDSINFO.DK.....	28
2.4.2	Miljøstyrelsens hjemmeside	28
3	Behandling	33
3.1	Beskrivelse af de mest almindelige enkeltstående teknologier.....	33
3.2	Kombination af forskellige processer og teknologier	39
3.3	Projekterfaringer	43
3.3.1	NEPTUNE	43
3.3.2	TAPES.....	49
4	Vurderingstabel.....	53

Bilag 1: Uddrag fra COHIBA projektet

Bilag 2: Eksempler på søgninger via IPCheM

1 Indledning og formål

Miljøfremmede stoffer og andre mikro-forureningsstoffer har efterhånden været i fokus i mange år. Flere interessegrupper bl.a.: myndigheder, medier, forskere, græsrodsbevægelser har diskuteret udbredelse og skadevirkningen af disse og historier om fisk der skifter køn og andre skader i naturen gør indtryk og giver et ekko i befolkningen.

Allerede fra 1970'erne var miljøfremmede stoffer forudset og identificeret som vigtig gruppe af substanser i relation til miljøforurening og mennesker' og dyr' sundhedsrelaterede emner. Nuværende vidensniveau om disse stoffer er relativt højt. Mange af vigtige substanser er beskrevet, grupperet og analyseret (ref: REAC, Miljøstyrelsen, osv.). Lister over særlige fokusstoffer, som er prioriterede i forhold til udfasning eller rensning, bliver formodentlig længere fremover i takt med øget viden og relaterede forsknings aktiviteter. I fleste tilfælde, kender man deres kilder og kan identificere dem i vandmiljøet. Dette giver stor mulighed for succes ved forebyggelse eller fjernelse/neutralisering af dem.

I Schweiz stiller myndighederne i dag krav til fjernelse af miljøfremmede stoffer i afløbet fra de største renseanlæg. Det må forventes at noget lignende vil ske i EU og Danmark i løbet af de nærmeste år i de tilfælde hvor spildevandsudledninger udgør en væsentlig kilde til manglende opfyldelse af god økologisk og kemisk tilstand i vandområder.

Der findes flere forskellige teknologier som kan nedbryde eller eliminere de en stor del af de miljøfremmede stoffer. En typisk fremgangsmåde er en kombination af flere enkelte systemer, men der eksisterer mange muligheder og nogle gange er det ikke klart hvilken metode er mest relevant til opgaven.

Denne rapport tilstræber at give overblik over kilder til stofferne, lovgivningen, hvilke stofgrupper vi bør se på og hvilke teknologier har vi til at løse problemet. Rapporten vil bestå af en generel oversigt over fokusstoffer samt en liste med nyere teknologier med virkemåde, ressourceforbrug, omkostninger, anskaffelsespriser, levetid, udviklingsstade, demonstrationsresultater mv.

Flere af teknologierne er relativt ressourcekrævende med hensyn til energi eller materialer. Det er vigtigt at danne sig et billede af de overordnede linjer i dette. Især energiforbruget er interessant for forsyninger med renseanlæg der i disse år arbejder for at blive CO2 neutrale.

Rapporten er ikke tænkt som et fuldstændig dækkende oversigt over mulige teknologier, men mere end gennemgang af de mest oplagte og nu anvendte.

Målgruppen for rapporten er de danske forsyninger og lokale miljømyndigheder.

Der fokuseres i rapporten på metoder til efterbehandling af biologisk rensset spildevand, også betegnet tertiære rensning. Slam og rejektivandsbehandling er ikke omfattet.

2 Kortlægning og forekomst

2.1 Kilder og kredsløb

Med 91 millioner organiske og uorganiske stoffer og 95 millioner kommercielt tilgængelige kemikalier (registreret af www.cas.org) er der i dag ikke et komplet billede af de stoffer, som findes i vores spildevand, og som potentielt kan udgøre et problem for vandmiljøet. /1/

I den internationale debat blandt myndigheder, forskere og NGO'er har der været og er der blandt andet fokus på følgende overordnede stofgrupper, som kan måles i spildevand fra renseanlæg:

Lægemiddelstoffer

Lægemiddelstoffer i vandmiljøet er et område, som har stor international bevågenhed. De primære ruter for lægemidler til vandmiljøet er gennem menneskelig udskillelse, bortskaffelse af ubrugte produkter og gennem anvendelse i landbruget. En bred vifte af farmaceutiske produkter er blevet påvist i overfladevand, der er forbundet med udledning af spildevand. Forbruget af lægemidler har igennem mere end et årti været støt stigende såvel i Danmark som i øvrige OECD lande /3, 4/ og såfremt stigningen fortsætter, må forventes en forøget udledning af lægemiddelstoffer til vandmiljøet, såfremt der ikke træffes forbyggende/afværgende foranstaltninger.

Industrikemikalier og biprodukter

En bred vifte af stoffer, hvoraf der i dag allerede er fokus på en lang række i forbindelse med reguleringen af industrispildevand. Det er fx stoffer som bisphenol A, blødgørere, PFAS, nonylphenoler, benzotriazol, chlorpraffiner m.fl.

Overfladeaktive stoffer

De prioriterede stoffer nonyl- og octylphenol (OP og NP) anvendes i produktionen af alkylphenolethoxylater, der anvendes til fremstilling af overfladeaktive midler. Både stofferne og deres nedbrydningsprodukter er persistente i vandmiljøet. Perfluorerede sulfonater og carboxylsyre, herunder PFOS og PFOA, er blevet anvendt i over 50 år i fødevareremballage, køkkenudstyrsbelægninger, maling og kosmetik og brandslukningsskum. De findes i spildevand og overfladevand og er meget persistente i miljøet.

Personlig pleje-produkter (kosmetiske produkter)

Produkter til personlig pleje (shampoo, sæbe, tandpasta mv.) indeholder fx baktericider og svampedræbende midler (fx Triclosan), UV-filtre, parabener, moskus xylener, siloxaner overfladeaktive stoffer osv, som ender i spildevandet ved vask. En række af stofferne er ikke let nedbrydelige og giftige for vandlevende organismer.

Livsstilsstoffer

Stoffer som koffein, nikotin og narkotika (kokain, amfetamin m.fl.) måles i både indløb og udløb fra renseanlæg og har været anvendt som indikatorstoffer på spildevandsbelastede vandområder i udlandet samt befolkningens forbrug af ulovlige narkotika (blandt andet i København). De økotoksikologiske effekter af stofferne er ikke klarlagt.

Fødevarer-tilsætningsstoffer

Kunstige sødemidler (acesulfam K, sukralose, sakkarin, cyklamat) er blevet målt i udløbet fra renseanlæg i Danmark og udlandet, men de økotoksikologiske effekter er ikke klarlagt.

Sundhedsskadelige mikroorganismer

Fokus på forurening med sundhedsskadelige mikroorganismer er forstærket af badevandsdirektivet, der skærper kravene til prøvetagning og antallet af patogener i badevandsområder. Derudover er dannelse af antibiotikaresistens, f.eks. via dannelse og

spredning af resistente bakterier erkendt som et globalt væsentligt sundhedsproblem /5/. Mikroorganismer, der kan nedbryde lægemiddelstoffer, anses generelt som gunstige for renseanlæg og for miljøet; men med antibiotikaresistente bakterier forholder det sig anderledes da det i højere grad er disse bakterier, som udgør problemet, end det resterende antibiotika i sig selv. En spredning af antibiotikaresistens i miljøet vil på sigt reducere funktionen af det pågældende antibiotikum som lægemiddel og således udgøre en trussel mod eksisterende behandlingsformer. På kort sigt kan en evt. infektion med en patogen, antibiotikaresistent bakterie give komplikationer, da den pågældende sygdom således ikke kan kureres med det normale antibiotikum. Dette kan udgøre et potentielt arbejdsmiljøproblem i forsyningsselskaber (spildevand); såvidt vides har der dog ikke været tilfælde i Danmark med sådanne kombinationer af infektioner.

Hormonforstyrrende stoffer

Hormonforstyrrende stoffer er én gruppe ud af de mange miljøfarlige stoffer, der er øget fokus på i EU og Danmark. Denne stofgruppe kan forårsage hormonforstyrrelser og skadelige virkninger hos organismer. Blandt de hormonforstyrrende stoffer har der særligt været fokus på østrogenene. En række af ovenstående stofgrupper dækker også hormonforstyrrende stoffer.

På Europæisk plan der gennemført en simulering af forekomst af EE2 (p-pille østrogen) i overfladevand som viser adskillige "hot-spots" hvor foreslåede vandkvalitetskriterier forventes overskredet /6/.

Mikroplast

Forureningen af vandmiljøet med mikroplast (plastpartikler <5 mm) har fået meget bevågenhed blandt især medier og NGO'er i de senere år og har bevirket, at der i 2015 og 2016 er afsat 1 mio. kr. årligt på Finansloven til undersøgelse af mikroplast. Der har været fokus på renseanlæggene som betydelig kilde til udledningen af mikroplast til vandmiljøet.

Nanopartikler

Forholdsvis ny teknologi, som er i stadig vækst, men hvor de økotoksikologiske effekter og påvirkningen af vandmiljøet er ukendte

For mange af disse stoffer er der i dag uklarhed omkring niveauerne i spildevand fra danske renseanlæg og effektkoncentrationerne af stofferne i vandmiljøet. Det vil kræve en nærmere kortlægning/litteraturstudie for at få et overblik over alle disse stoffer/stofgrupper og relevansen for danske renseanlæg.

Se statusseksempler, kort beskrivelse af problemstilling i forholdt til renseanlæg og miljø, samt kilder til lægemiddelstoffer, nanopartikler, mikroplast, kunstige sødemidler og nye prioriterede stoffer i Vandrammedirektivet i /1/. Læs yderligere om mikroplast bl.a. i Rapporten /2/.

Referencer

/1/ DHI, Statusnotat for nationale og EU lovgivning omkring miljøfarlige stoffer i vandmiljøet, (marts 2015)

/2/ DHI, Mikroplast i spildevand fra renseanlæg, litteraturindsamling. Kilder, forekomst og fjernelse på renseanlæg samt skæbne og miljøeffekter, (maj 2015)

/3/ Kirsten Adanczak, noPILLS, EU Interreg IV B projektet "noPILLS", (2015) http://www.no-pills.eu/conference/noPILLS_01_Adamczak.pdf (3. slide).

/4/ OECD. OECD online database, tema "Health". http://stats.oecd.org/index.aspx?DataSetCode=HEALTH_STAT (vælg: Health/Pharmaceutical Market/Pharmaceutical Consumption)

/5/ BIO Intelligence Service, Study on the environmental risks of medicinal products, Final Report prepared for Executive Agency for Health and Consumers., (2013), http://ec.europa.eu/health/files/environment/study_environment.pdf

/6/ Robert Kase & Mario Carere, Effect-based and chemical analytical monitoring for the steroidal estrogens: An international project to cope with a monitoring challenge, (2015) præsentation, EU's CIS Working Group Chemicals møde 6-7.10.2015.
<https://circabc.europa.eu/w/browse/24a0c859-ad1d-40ad-8064-d099bc843e82> (8. slide)

2.2 Lovgivning og regler

På baggrund af "Statusnotat om miljøfarlige stoffer, lovgivning, nye stoffer, kilder og teknologier" ved DHI, marts 2015 /1/, beskrives her den danske lovgivning omkring miljøfarlige stoffer i vandmiljøet og udledning fra renseanlæg kort, herunder hvilke forventninger der er til kommende lovgivning på området.

Med EU's Vandrammedirektiv, som trådte i kraft i 2000, blev der lagt en fælles strategi for bekæmpelsen af vandforurening og beskyttelse af vandområder i EU. Denne strategi er implementeret i en række EU direktiver og danske bekendtgørelser og har bevirket, at der blandt myndigheder i Danmark siden år 2000 er kommet øget fokus på beskyttelse af vandområder mod miljøfarlige stoffer.

Det danske lovgrundlag for regulering af udledning af spildevand fra offentlige renseanlæg og beskyttelse af vandmiljø i relation til miljøfarlige stoffer er beskrevet i følgende love og bekendtgørelser:

- Miljøbeskyttelsesloven (MBL LBK nr. 879 af 26/06/2010)
- Spildevandsbekendtgørelsen (BEK nr. 1448 af 11/12/2007)
- Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet (BEK nr. 1022 af 25/08/2010)
- Miljømålsloven (LBK nr. 932 af 24/09/2009, BEK nr. 863 af 28/06/2010)

Det danske lovgrundlag har ophæng i følgende EU lovgivning:

- Direktiv om udledning af farlige stoffer (2006/11/EF)
- Vandrammedirektivet (2000/60/EF)
- Direktiv om miljøkvalitetskrav (2008/105/EF)
- Direktiv om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF, for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken (2013/39/EU)

2.2.1 Bekendtgørelse nr. 1022 af 25/08/2010

Helt centralt for reguleringen af renseanlæggenes udledning af miljøfarlige stoffer er den danske bekendtgørelse nr. 1022 af 25/08/2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet /2/.

Bekendtgørelsen implementerer miljøkvalitetskravene fra Direktiv 2013/39/EU og fastsætter desuden nationale kvalitetskrav for forurenende stoffer i vandområder. Ved et miljøkvalitetskrav forstås den koncentration af et bestemt forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet /2/.

2.2.1.1 Stoffer omfattet af bekendtgørelsen

Ethvert stof, der kan forårsage forurening, er omfattet af bekendtgørelsen (definition i Vandramme-direktivet 2000/60/EF). Bekendtgørelsen begrænser sig ikke til stofferne nævnt i bekendtgørelsen, og listen over stoffer med miljøkvalitetskrav er en åben liste, som løbende vil blive opdateret ved fx ny viden om nye stoffer.

2.2.1.2 Grundprincipper i bekendtgørelsen

For udledninger skal miljømyndigheden sikre, at der i tilladelser til udledning af spildevand fastsættes vilkår, som sikrer, at kvalitetskravene overholdes for det vandområde, der udledes til.

Bekendtgørelsen kræver, at udledning af forurenende stoffer skal begrænses mest muligt ved hjælp af den bedste tilgængelige teknik (BAT). BAT er ikke en statisk størrelse, men derimod en retlig standard, der ændrer sig som følge af den teknologiske udvikling. Ved stillingtagen til BAT

skal ansøger og kommune således altid inddrage de muligheder, som udviklingen inden for miljøteknologi medfører i forhold til begrænsning af forurening med forurenende stoffer fra spildevand.

Miljømyndigheden kan udpege en blandingszone i umiddelbar nærhed af udledningspunktet, hvor koncentrationerne af de forurenende stoffer (i Bilag 1 til bekendtgørelsen) kan overskride de relevante miljøkvalitetskrav. Ved fastsættelse af vilkår i tilladelser skal det ved beregning sikres, at miljøkvalitetskravene er opfyldt i det berørte vandområde. I forvejen forekommende koncentrationer fra andre udledninger til vandmiljøet skal inddrages. Der må således ikke "fyldes op". Det vil sige, at der ikke må regnes tilbage fra miljøkvalitetskravet, hvis bedste tilgængelige teknik (BAT) giver målopfyldelse før afgrænsning af blandingszonen.

Tilslutninger til offentlige renseanlæg er punktkilder, hvor det skal sikres, at miljøkvalitetskrav kan opfyldes efter udledning fra renseanlæg til vandområder.

2.2.1.3 Punktkilder og diffuse kilder

Bekendtgørelse nr. 1022 finder anvendelse direkte i relation til regulering af udledninger fra punktkilder. Regulering af diffuse kilder er ikke omfattet af bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav.

Ifølge en EF-domstolsafgørelse skal begrebet "udledning" i relation til Vandrammedirektivet forstås således, at udledningen omfatter enhver handling, der kan tilskrives en "person", og hvorved et stof direkte eller indirekte bliver tilført vandmiljøet /3/.

Ved diffuse kilder forstås betydelige kilder, herunder flere forskellige og spredte kilder, som ikke omfatter "udledningskilder", dvs. tilfælde, hvor den pågældende forurening ikke er et resultat af en handling, der kan tilskrives en "person". Det kan fx være udledning fra renseanlæg af miljøfarlige forurenende stoffer, som stammer fra anvendelse i husholdninger eller regnbetingede udledninger fra almindeligt befærdede befæstede arealer /3/.

Dette betyder ikke, at udledningen fra diffuse kilder ikke skal reguleres, hvis de er årsag til, at miljøkvalitetskrav i et vandområde ikke opfyldes. Det skal blot ikke ske ved udlederkrav baseret på en beregning af, om opfyldelse af miljøkvalitetskrav opnås, men kan ske ved fx begrænsninger og forbud mod anvendelse af visse stoffer i visse sammenhænge. Håndteringen og reguleringen af diffuse kilder er derfor i vid udstrækning en statslig opgave, der i relation til beskyttelse af vandområder skal varetages i forbindelse med vandplanlægningen /3/.

Stammer et miljøfarligt forurenende stof i udledningen fra et offentligt renseanlæg således fra diffuse kilder (fx husholdninger eller regnvandsafstrømning fra veje), vil det i vid udstrækning være en statslig opgave at regulere disse kilder.

Stammer et miljøfarligt forurenende stof i udledningen fra et offentligt renseanlæg derimod fra punktkilder i oplandet, er det kommunens ansvar at regulere kilderne via tilslutningstilladelser. Eksempler på punktkilder med tilslutning til offentlige renseanlæg er:

- Virksomheder (både spildevand og regnvand)
- Afværgepumpninger og grundvandssænkninger
- Offentlige institutioner med spildevand, der adskiller sig fra almindeligt husholdningsspildevand (fx hospitaler)

2.2.2 Ansvar i relation til miljøfarlige stoffer

Myndighedernes og renseanlæggets ansvar i relation til miljøfarlige stoffer i vandmiljøet (NST= Naturstyrelsen):

EU

Fastlægger de overordnede rammer for Fællesskabets vandpolitik via Vandrammedirektivet.
Fastsætter kvalitetskrav for Vandrammedirektivets prioriterede stoffer (Dir. 2013/39/EU).
Opdaterer listen over prioriterede stoffer hvert 6. år (næste gang i 2017).

Miljøministeriet

Fastsætter nationale kvalitetskrav til vandområder og implementerer EU's kvalitetskrav i BEK nr. 1022 af 25/08/2010. Udarbejder vandplaner og indsatsprogrammer

Kommunen

Fastsætter vilkår (herunder krav om BAT) for udledning fra renseanlægget i udledningstilladelsen pba. BEK 1022 og vandplaner. Kommuner skal via tilslutningstilladelser til kloak regulere alle A- og B-stoffer – tilladelserne skal sikre, at de forurenende stoffer ikke overskrider effektgrænser i vandmiljøet efter renseanlæg. Anmoder NST om udarbejdelse af miljøkvalitetskrav for nye stoffer

Renseanlægget

Skal overholde vilkårene i udledningstilladelsen.
Udledning af forurenende stoffer skal begrænses ved hjælp af BAT

2.2.2.1 EU

EU fastsætter de overordnede rammer for bekæmpelse af vandforurening og beskyttelse af vandområder i EU. Efter Vandrammedirektivet udpeger EU Kommissionen stoffer, som vurderes at udgøre et problem i EU's vandmiljø. Disse stoffer betegnes 'prioriterede stoffer'. Kommissionen har pligt til at fastsætte miljøkvalitetskrav for disse stoffer (i Direktiv 2013/39/EU). EU skal endvidere tage initiativ til en regulering, så miljøkvalitetskravene for de prioriterede stoffer kan opfyldes. For de 'prioriterede farlige stoffer' - dvs. stoffer, der er svært nedbrydelige, har stor evne til at bioakkumulere og er meget giftige - skal miljøkvalitetskravene også opfyldes. Endvidere skal der træffes foranstaltninger til at stoppe tilførsel af disse stoffer til vandmiljøet senest 20 år efter, at der er vedtaget EU-tiltag for de konkrete stoffer.

2.2.2.2 Miljøministeriet

Naturstyrelsen fastsætter nationale miljøkvalitetskrav for forurenende stoffer og implementerer EU's miljøkvalitetskrav i bekendtgørelse nr. 1022 af 25/08/2010.

Medlemsstaterne skal opfylde miljøkvalitetskravene gennem vandområdeplanerne. Staten udarbejder vandplaner og indsatsprogrammer, der danner grundlaget for kommunernes udarbejdelse af handleplaner. Vandplanerne fastsætter miljømål for alle de vandområder, som er omfattet af vandplanlægningen, og indsatsprogrammerne angiver, hvordan miljømålene nås.

Miljøministeren er vanddistriktsmyndighed og har det overordnede ansvar for, at vandplanerne bliver udarbejdet, og for at miljømålene bliver opfyldt. Naturstyrelsen varetager den praktiske opgave med at udarbejde vandplaner og indsatsprogrammer.

2.2.2.3 Kommunen

På baggrund af bl.a. vandplaner og indsatsprogrammer fastlægger Kommunen i den kommunale handleplan og relevante sektorplaner (spildevandsplaner, vandforsyningsplaner

m.m.) den lokale konkrete omkostningseffektive udmøntning af virkemidlerne til at opnå målene i vandplanerne /4/.

I Danmark har kommunerne ansvaret for, at udledningen af forurenende stoffer til vandmiljøet begrænses via udledningstilladelser, så miljøkvalitetskravene kan opfyldes i vandområdet. Kommunen fastsætter vilkår for udledning fra renseanlægget i udledningstilladelsen på baggrund af bekendtgørelse nr. 1022 og vandplanerne, herunder krav om BAT.

Kommuner skal samtidig via tilslutningstilladelser til kloak regulere punktkilders afledning af alle A- og B- stoffer til offentlige renseanlæg. Tilladelserne skal sikre, at de forurenende stoffer ikke påvirker afløbssystemet, arbejdsmiljøet for kloakarbejdere, renseanlæggets processer, slammets anvendelses - muligheder og det modtagende vandområde (også i forbindelse med regnvandsbetingede overløb) negativt /5/.

2.2.2.4 Renseanlægget

Et kommunalt renseanlæg skal først og fremmest overholde kravene i den gældende udledningstilladelse.

Udledning af forurenende stoffer skal begrænses ved hjælp af BAT. I Bilag 1 til "Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer" /4/ skriver Naturstyrelsen i 2012:

"[...] et gennemsnitligt betragtet avanceret og velfungerende kommunalt renseanlæg med næringsstoffjernelse og med almindeligt forekommende virksomhedsbelastning, og som udleder til et vandområde, der giver en vis fortynding umiddelbart efter udledning. For disse anlæg kan den avancerede renseteknologi anses for at være bedste tilgængelige teknologi, som generelt også tilgodeser, at miljøkvalitetskrav for forurenende stoffer omfattet af bekendtgørelsen kan opfyldes efter udledningen, når den sker til vandområder, hvor der kan opnås en vis fortynding og under forudsætning af, at tilslutninger fra virksomheder er reguleret i overensstemmelse med miljøstyrelsens vejledning om tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg." /4/

Som situationen er i dag, vil avancerede og velfungerende offentlige renseanlæg, som udleder til et vandområde med en vis fortynding umiddelbart efter udledning, altså som udgangspunkt betragtes som BAT under forudsætning af, at tilslutninger fra virksomheder er reguleret i overensstemmelse med Tilslutningsvejledningen /5/. BAT er dog som beskrevet en retlig standard, der ændrer sig som følge af den teknologiske udvikling.

BAT (Bedste tilgængelige teknik) ifølge EU og Miljøstyrelsen:

Bedste: "Mest effektive teknik til opnåelse af et højt generelt beskyttelsesniveau for miljøet som helhed"

Tilgængelige: "Udviklet i en målestok, der medfører, at den pågældende teknik kan anvendes i den relevante industrisektor på økonomisk og teknisk mulige vilkår, idet der tages hensyn til omkostninger og fordele, uanset om teknikken anvendes eller produceres i den pågældende medlemsstat eller ej, når blot driftslederen kan disponere over teknikken på rimelige vilkår"

Teknik: "Både den anvendte teknologi og den måde, hvorpå anlæg konstrueres, bygges, vedligeholdes, drives og lukkes ned"

BAT= "Det mest effektive og avancerede trin i udviklingen af aktiviteter og driftsmetoder, som er udtryk for en given tekniks principielle praktiske egnethed som grundlag for emissionsgrænseværdier med henblik på at forhindre eller, hvor dette ikke er muligt, generelt begrænse emissionerne og indvirkningen på miljøet som helhed."

2.2.3 Forventninger til kommende lovgivning

2.2.3.1 Overordnet lovgivning om miljøfarlige stoffer i vandmiljøet

Med Vandrammedirektivet blev en fælles europæisk ramme for indsatsen over for miljøfarlige stoffer i vandmiljøet i EU fastlagt og efterfølgende implementeret i den danske lovgivning. Der er ikke forventning om, at den overordnede lovgivning omkring miljøfarlige stoffer i vandmiljøet og regulering af udledninger står over for at blive ændret.

2.2.3.2 Fokus på nye miljøfarlige stoffer

I forhold til de offentlige renseanlæg forventes kommende lovgivning primært at omhandle miljøkvalitetskrav til nye miljøfarlige stoffer. Forstået sådan, at listen over miljøfarlige stoffer med miljøkvalitetskrav i bekendtgørelse nr. 1022 er åben og vil blive revideret i takt med ny viden om miljøfarlige stoffer samt revisionen af listen over prioriterede stoffer i Vandrammedirektivet. Dette kan få betydning for renseanlæggenes udledningskrav fremadrettet.

EU Kommissionen reviderer listen over prioriterede stoffer (direktiv 2013/39/EU) senest i 2017 og herefter hver sjette år, og i den forbindelse kan der komme yderligere stoffer på listen med tilhørende miljøkvalitetskrav, der kan få betydning for udledning fra renseanlæggene. For nye stoffer på listen forventes det dog, at der vil være en overgangsperiode på op til 5 år, før miljøkvalitetskravene træder i kraft.

2.2.3.3 Lægemiddelstoffer

Med hensyn til lægemiddelstoffer skulle EU Kommissionen inden september 2015 have udviklet en strategisk tilgang til belastningen af vandmiljøet med lægemiddelstoffer. Inden for rammerne af denne strategiske tilgang skal EU Kommissionen inden september 2017 foreslå foranstaltninger, der skal træffes på EU og/eller medlemsstatsniveau, for at løse de mulige miljømæssige konsekvenser af lægemiddelstoffer under hensyntagen til folkesundhedsbehovene og de foreslåede foranstaltningers omkostningseffektivitet /6/. Indholdet af strategien er på nuværende tidspunkt ikke kendt.

Referencer

/1/ DHI, Statusnotat for nationale og EU lovgivning omkring miljøfarlige stoffer i vandmiljøet; (marts 2015)

/2/ Miljøministeriet, Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet; (BEK nr. 1022 af 25/08/2010)

/3/ Naturstyrelsen, Miljøfarlige forurenende stoffer i vandplanerne, Arbejdspapir fra Miljøministeriets arbejdsgruppe om Forbedring af vidensgrundlaget for vandplanernes indsats relateret til miljøfarlige forurenende stoffer i vandløb, søer og kystvande, (juni 2011)

/4/ Naturstyrelsen, Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer - Vandplaner 2010-2015, (maj 2012) (primært Bilag 1)

/5/ Miljøstyrelsen, Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2, (2006)

/6/ Europa-Parlamentets, 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

2.3 Undersøgelses strategier

Ud fra mantraet “if you cannot measure it, you cannot improve it” – eller lettere omskrevet: hvis man ikke kan kvantificere det, kan man ikke forbedre det – er det vigtigt at have kendskab til forekomst af miljøfremmede stoffer:

- Fra miljømyndighedernes synspunkt, primært i miljøet og hvor der sker udledning til miljøet
- Fra forsyningsselskabernes synspunkt, primært i udledningerne til miljøet, omsætningen i renseanlæggene og opstrøms i oplandet for kilderne til tilledninger

Med det store antal kendte enkelt-stoffer (> 100.000 registreret) er det vigtigt at fokusere på de miljøfremmede stoffer der har – eller kan forudsiges at få – væsentlig betydning for driften af renseanlæggene eller den økologiske tilstand i recipienterne. For renseanlæggene kan det såvel være hæmning af de aerobe trin (f.eks. nitrifikations-hæmning) eller anaerobe trin (f.eks. methandannelse i rådnetanke). For miljøpåvirkningerne kan det både være akut toxicitet, kronisk toxicitet og bidrag til bioakkumulering. Der findes forskellige undersøgelses-strategier prioriteret og afpasset de spørgsmål, der ønskes besvaret:

- Kemisk analyse af enkelt-stoffer / stofgrupper i vandprøver
- Effekt-baseret måling oftest som en respons fra en økotoksikologisk test-metode
- Massestrøms analyser for opgørelser af forbrug og spredningsveje og dermed forudsigelse af mængder og koncentrationer

På nuværende tidspunkt er den mest anvendte strategi af de danske miljømyndigheder at foretage kemisk analyse for enkeltstoffer til såvel undersøgelser om overholdelse af vandkvalitetskriterier i vandmiljøet som undersøgelser for status og udvikling i belastning fra punkt- og diffuse kilder. Der sker dog en omfattende forskning og udvikling i retning af at inddrage effektbaserede målinger i såvel regulerings- som undersøgelses øjemed, bl.a. via det igangværende EU projekt SOLUTIONS /1/.

Normalt fastsættes der ikke krav for koncentrationer af specifikke miljøfremmede stoffer i udløb fra kommunale rensningsanlæg, men på det konkrete plan diskuteres i forbindelse med revision af udledningstilladelse for Renseanlæg Lynetten et ønske fra Københavns Kommune om at udføre økotoksikologiske tests på 3 trofiske niveauer (f.eks. alger, krebsdyr og fisk).

2.3.1 Kemisk analyse af enkelt-stoffer / stofgrupper

Princippet med enkeltstof analyser bygger på at der enten (1) er formuleret koncentrationskrav, som et måleprogram skal kontrollere overholdelse af, eller (2) på baggrund af viden om samme stoffers iboende egenskaber, f.eks. giftighed eller bio-akkumulerbarhed overfor vandlevende organismer ønsker man at holde sig under disse koncentrations-niveauer, som forventes at kunne forvolde skade ved udledning til recipienter.

Langt de fleste regulerings kravværdier og tilsvarende monitoring for vurdering af kravoverholdelse er baseret på enkelt-stof tilgangen. Vandramme direktivets datterdirektiv om prioriterede stoffer (PS) (Direktiv 2013/39/EU) fastsætter miljøkvalitetskrav p.t. for 45 PS i vand (og biota) og medlemslandene har en forpligtigelse til at gennemføre måleprogrammer for disse i vandmiljøet og via vandplanerne sikre at miljøkvalitetskravene overholdes. I de tilfælde, hvor måleprogrammerne viser overskridelse af miljøkvalitetskravene er der ikke opnået god kemisk tilstand.

I nogle tilfælde kan dette føre til fastsættelse af udlederkrav til givne renseanlæg (koncentrationer eller mængder) eller krav til gennemførelse af specifikke måleprogrammer, men i Danmark har det hidtil snarere været undtagelsen end reglen.

Tilsvarende vil der i forbindelse med udarbejdelse af tilslutningstilladelser for virksomheder i et opland ofte skulle vurderes om givne stoffer, som afledes med spildevandet, kan tillades i givne

koncentrationer og mængder. Dette vurderes på basis af kendskab til stoffernes giftighed og omsætning i renseanlæggene for at kunne beregne forlods, om enten anlæggets udlederkrav eller recipientens miljøkvalitetskrav kan forventes overholdt.

Som et eksempel på omfattende systematiske undersøgelser baseret på kemiske analyser af enkelt-stoffer / stofgrupper i Danmark kan fremhæves det Nationale overvågningsprogram, hvor der siden 1998 årligt er målt en række miljøfremmede stoffer i såvel vandmiljøet som i punktkilder, herunder renseanlæg. Måleprogrammet for renseanlæg omfatter 94 organiske miljøfremmede stoffer og 16 tungmetaller målt på 31 renseanlæg. De 31 anlæg repræsenterer knap 30% af den samlede spildevandsmængde på renseanlæg i Danmark. Af de 110 parametre blev 80 af stofferne påvist i udløbsvandet. Alle de metaller, der blev analyseret for, blev påvist. Overvågningsprogrammet har ikke til formål at være udlederkrav kontrol, men at opnå generelt (dansk) kendskab til hvilke stoffer der forekommer i hvilke koncentrationer og mængder, bl.a ved at behandle data statistisk og udlede nøgletal afhængigt af anlægstyper og –størrelser og evt. stigende eller faldende tendenser over årene.

En sammenstilling i form af middelværdier, median, minimum og maksimum for de stoffer, der er konstateret i udløbsvandet er præsenteret i Tabel 3.3 i den senest publicerede Punktkilderrapport 2014 /2/. Mere specifikt for lægemidler og østrogen viser rapportens tabel 3.4 (Tabel 1) en oversigt for hvilken type information, der kan uddrages når måleprogrammet omfatter både indløb og udløb for forskellige anlægstyper. Da en del af stofferne forekommer i koncentrationer nær detektionsgrænsen for kvantificering er det vigtigt for databehandlingen hvorledes målinger under detektionsgrænsen inddrages. Der henvises til EU direktiv (2009/90/EF) /3/ herom, som foreskriver anvendelse af 0,5 * detektionsgrænsen til brug for middelværdier.

Det fremgår direkte hvor meget reduktionen gennemsnitligt forbedres fra mekaniske anlæg med simpel fjernelse via sorption til primær-slammet op til mere avancerede anlæg med næringssaltfjernelse. Desuden fremgår at nogle af stofferne stort set fjernes totalt og andre kun marginalt. De ”avancerede anlæg” omfatter både de anlæg, som er designet til at opnå næringssaltfjernelse (N og P) i henhold til Vandmiljøplanen (og byspildevands-direktivet) samt anlæg med videregående rensetrin, f.eks. sandfiltrering.

Tabel 1. Middelsoncentration af lægemidler og østrogen i indløb og udløb og reduktionen mellem disse fra renseanlæg i perioden 2011-2014 /2/ Resultaterne siger imidlertid ikke noget om hvor stor den samlede reduktion i hormonforstyrrende effekter er.

	Mekaniske anlæg			Avancerede anlæg		
	Middel		Reduktion	Middel		Reduktion
	Indløb	Udløb		Indløb	Udløb	
Østron (ng/l)	92,4	95,8	0 %	110,0	5,1	95 %
17β-østradiol (ng/l)	11,6	5,5	52 %	56,3	2,2	96 %
Sulfamethiazol (µg/l)	2,3	2,0	13 %	1,6	1,0	36 %
Sulfamethoxazol (µg/l)	0,1	0,1	0 %	0,12	0,07	46 %
Trimethoprim (µg/l)	0,027	0,02	26 %	0,08	0,04	52 %
Ibuprofen (µg/l)	14,5	9,8	32 %	10,1	0,2	98 %
2-hydroxyibuprofen (µg/l)	36,7	29,5	20 %	31,4	0,6	98 %
Paracetamol (µg/l)	38,2	33,6	12 %	99,5	0,1	100 %
Salicylsyre (µg/l)	14,8	8,8	40 %	47,0	0,2	100 %
Furosemid (µg/l)	35,5	25,8	27 %	25,5	12,4	51 %
Cimetidin (µg/l)	0,01	0,01	18 %	0,01	0,01	0 %

En fordel ved denne undersøgelses-strategi er, at man stof-for-stof kan vurdere miljörisikoen (som en brøk hvor koncentrationen divideres med tilhørende koncentrations-niveau for nul-effekt) samt at man opgøre en massetransport (fluks) for stoffet i de tilfælde, hvor målingen finder sted i et strømmende medie (spildevandsudledning, vandløb) og hvor vandføringen i prøveudtagningsperioden kendes.

En ulempe er, at der selv med det mest avancerede analyseprogram vil være flere stoffer, der ikke er omfattet, og der kan potentielt forekomme kryds-relationer (såkaldt "cocktail effekt") eller dannes nedbrydningsprodukter fra de analyserede stoffer som kan bidrage til giftvirkningen.

En videreudvikling af analysekemiske måleprogrammer i vandmiljøet ved kobling til modelsimulering af forventede koncentrationer ud fra kildeopgørelser er demonstreret på nationalt plan for Holland /12/. Udledning af lægemidlerne carbamazepine og ibuprofen fra 345 hollandske renseanlæg er sammenholdt med målte koncentrationer i floder; det fremgår at udledningerne fra renseanlæggene i perioder med lav vandføring i adskillige tilfælde har indflydelse på vandområder, der anvendes til drikkevandsproduktion eller er Natura 2000 områder, og i øvrigt demonstrerer modelleringen som et nyttigt værktøj til prioritering af foranstaltninger ved udarbejdelse af vandplaner.

2.3.2 Effekt-baserede målinger

Princippet med effekt-baserede målinger er, at man fokuserer på den skadevirkning et givet stof/kemikalie (øko-toksicitets test) eller en spildevandsprøve med mange stoffer ("whole effluent assessment (WEA)") har på et udvalg af vandlevende organismer. Såfremt giftigheden elimineres, har det mindre betydning hvilke stoffer der forårsagede den.

Til beskyttelse af renseanlæggets drift anses de nitrificerende bakterier for at være de mest følsomme for det biologiske trin i vandbehandlingen og de methandannende bakterier i en evt. anaerob slamudrådning. Udover den direkte bestemmelse af nitrifikationshæmning, som praktiseres som kontrol parameter for større industritilslutninger, kan der i vel-instrumenterede renseanlæg være mulighed for ved avanceret databehandling at opnå en on-line bestemmelse af nitrifikations hastigheder. I disse tilfælde kan man opnå en form for kontinuert overvågning mod hæmning af nitrifikationen og ved hjælp af alarm-grænser opnå en tidlig advarsel i tilfælde af tilledning af giftigt spildevand. Tilsvarende overvågning kan etableres for methan-produktionen i rådnetanke.

Mht. effekt-baserede målinger relateret til recipient påvirkning kan som eksempel nævnes, at der tidligere blev målt algegiftighed på indløbs- og udløbsprøver på Renseanlæg Avedøre, se Tabel 2.

Tabel 2. Resultater af test med ferskvandalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* /14/

Prøve fra Avedøre	Indløb				Udløb			
	Testperiode: 72t				Testperiode: 72t			
	NOEC	LOEC	EC10	EC50	NOEC	LOEC	EC10	EC50
uge 10-11 /2005	100	200	170 (128-203)	468 (424- >500)	≥500	>500	>500	>500
uge 26-27 /2005	20	50	36 (21-50)	145 (123-169)	≥500	>500	>500	>500
uge 32-33 /2005	20	50	41 (25-53)	107 (92-124)	n/a	n/a	n/a	n/a

uge 40-41 /2005	20	50	36 (28-42)	79 (72-86)	n/a	n/a	n/a	n/a
uge 14 /2008	25	50	49 (44-54)	267 (258-277)	≥500	>500	>500	>500
uge 24 /2008	50	100	50 (36-64)	247 (266-271)	≥500	>500	>500	>500
uge 36 /2008	50	100	162 (152-172)	>500	≥500	>500	>500	>500

*NOEC: No observed effect concentration; LOEC: Lowest observed effect concentration; EC10: Koncentration hvor 10% af effekten forekommer; EC50: Koncentration hvor 50% af effekten forekommer. Alle koncentrationer er ml/l (ml spildevandsprøve i 1 l testblanding)

Tabel 3. Beregnede fortyndingsfaktorer (Toxic Units) ved test med ferskvandsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* /14/

Prøve fra Avedøre	Indløb				Udløb			
	Testperiode: 72t				Testperiode: 72t			
	NOEC	LOEC	EC10	EC50	NOEC	LOEC	EC10	EC50
uge 10-11 /2005	10	5	5,9	2,1	≤2	<2	<2	<2
uge 26-27 /2005	50	20	28	6,9	≤2	<2	<2	<2
uge 32-33 /2005	50	20	24	9,3	n/a	n/a	n/a	n/a
uge 40-41 /2005	50	20	28	13	n/a	n/a	n/a	n/a
uge 14 /2008	50	20	20,2	3,8	≤2	≤2	≤2	≤2
uge 24 /2008	20	10	20	4,1	≤2	≤2	≤2	≤2
uge 36 /2008	20	10	6,2	≤2	≤2	≤2	≤2	≤2

Resultaterne er vist som "toxic units", hvilket svarer til hvor mange gange den aktuelle prøve skal fortyndes for at forårsage 10% vækst-hæmning i løbet af 72 timer (anses som en kronisk test for alger); jo højere talværdi – jo højere giftighed. Det fremgår af Figur 1 sammenstillet for flere år, at indløbet skal fortyndes ca. 20-30 gange, hvorimod udløbet mindre end 2-3 gange (under detektionsgrænsen for metoden). Med andre ord: renseanlægget reducerer den samlede algegiftighed med mere end

en faktor 10 (> 90% reduktion) og der kan ikke konstateres algegiftighed i det rensede spildevand.

År	N	Indløb*	Udløb
1999	4	21	<3,3
2002	4	28	<2
2005	4/2**	21	<2
2008	3	15	<2

Figur 1. Algae toxicitet – (Arithmetic average of flow proportional week composite samples); (Toxic Units for EC10, 72h). Publiceret i /16/ og her suppleret med data for 2008.

*** Inkl. rejekt vand ** 4 indløb og 2 afløb prøver**

Et senere og meget mere omfattende studie (COHIBA /4/), hvor adskillige øko-toksicitets test er anvendt på prøver fra rensed spildevand (4 kommunale renseanlæg), losseplads-perkolat og regnvandsafstrømning er gennemført i Estland som led i HELCOM's handlingsplan for Østersøen. Blandt de 3 valgte obligatoriske tests (fisk, dafnie og alge) var algetesten den mest følsomme. Derudover anvendtes andre tilvalgte tests (zebrafisk æg-larver, andemad, fiske hormon (vitellogenin), fiske celle enzym aktivitet (EROD) og genotoxicitet; her kunne der på nogle af spildevandsprøverne måles effekter på fisk hormon påvirkning og enzymaktivitet selv i meget fortyndede prøver. I bilag 1 er samlet nogle af resultat tabellerne fra COHIBA projektet i kommenteret form.

En fordel ved denne undersøgelses-strategi er at den fokuserer på hvor stor den samlede giftvirkning er (for test-organismerne) og dermed vil alle relevante stoffer, kryds-relationer og evt. nedbrydningsprodukter være inkluderet. Desuden kan et renseanlægs reduktion i samlet giftighed være lettere at kommunikere frem for en række høje og lave reduktions-grader for forskellige enkeltstoffer.

En ulempe i tilfælde af påvist giftighed er, at man ikke får kendskab til hvilke stoffer, der har forårsaget det. Desuden kan det være nødvendigt at teste for mere end én test-organisme – f.eks. kan organiske miljøfremmede stoffer have større effekt overfor dafnier og fisk end for alger. Erfaringer viser også, at visse test, som er mere målrettede f.eks. for hormonforstyrrelser i fisk er mere følsomme og kan således målbart påvise effekter ved lavere koncentrationsniveauer / større fortyndinger af udledt rensed spildevand.

En række lande anvender allerede effekt-baserede målinger som en integreret del af overvågningsprogrammer i vandmiljøet relateret til Vandrammedirektivet /11/.

2.3.3 Kombination

Ved en kombination af målinger af enkelt-stof koncentrationer, måling af økotoksicitet på samme vandprøver og kendskab til stoffernes giftighed over for samme test organisme opnås fordele fra begge strategier.

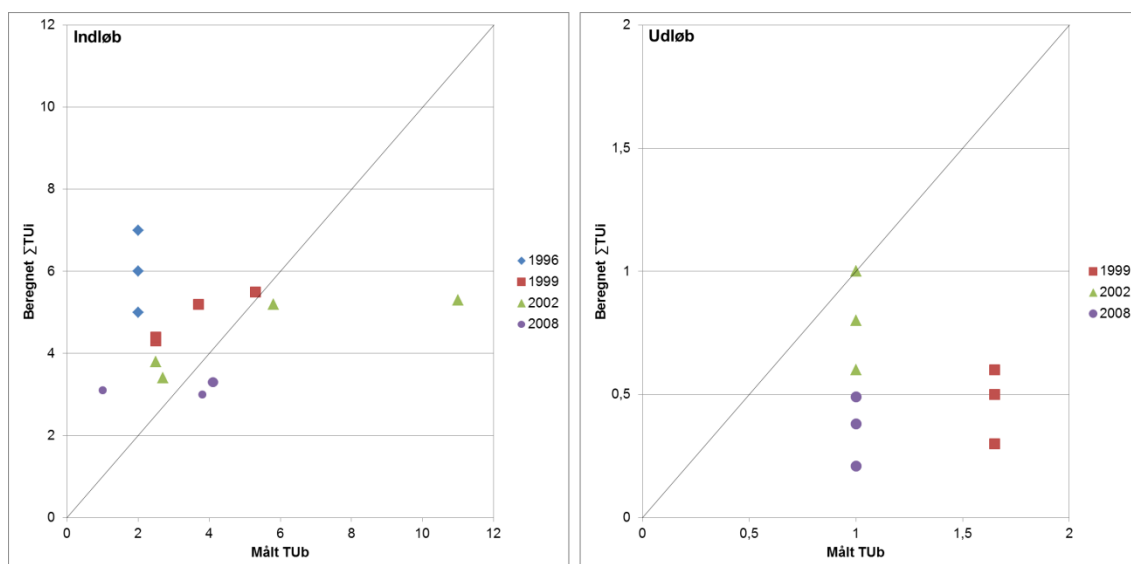
Ovennævnte bestemmelser af algegiftighed blev gennemført som et frivilligt initiativ fra Spildevandscenter Avedøre koordineret med og udført som supplement til de analysekemiske målinger fra det nationale overvågningsprogram på de samme vandprøver.

På baggrund af de målte stof-koncentrationer er beregnet hvilken giftighed over for alger (EC50) man ville forvente ud fra kendskab til de enkelte stoffers algegiftighed. Dette er sammenligneligt med resultaterne fra de udførte toksicitets-test, se Tabel 4. For hver prøve af henholdsvis indløb og udløb er for hvert måle-år angivet talsættene for målte og beregnede

allegiftigheder. Sammenligningerne ligger generelt inden for en faktor 2, hvilket i denne sammenhæng anses som en god overensstemmelse. Den målte toksicitet kan således forklare. Såfremt den målte toksicitet havde været væsentlig højere end den beregnede ville det være tegn på forekomst af giftige forbindelser der ikke var omfattet af analyseprogrammet.

Tabel 4. Sammenstilling af målt og beregnet allegiftighed som fortyndingsfaktorer (Toxic Units) - Renseanlæg Avedøre /14/

		1996		1999		2002		2008	
		Målt TU _b	Beregnet Σ TU _i	Målt TU _b	Beregnet Σ TU _i	Målt TU _b	Beregnet Σ TU _i	Målt TU _b	Beregnet Σ TU _i
Indløb	1	<4	6	<5	4,3	5,8	5,2	3,8	3,0
	2	<4	5	<5	4,4	<5	3,8	4,1	3,3
	3	<4	7	3,7	5,2	2,7	3,4	≤2	3,1
	4			5,3	5,5	11	5,3		
Udløb	1			<3,3	0,5	<2	1,0	≤2	0,38
	2			<3,3	0,5	<2	0,6	≤2	0,21
	3			<3,3	0,6	<2	0,8	≤2	0,49
	4			<3,3	0,3	<2	1,0		



Figur 2. Indløbs og udløbs allegiftighed som fortyndingsfaktorer- Renseanlæg Avedøre

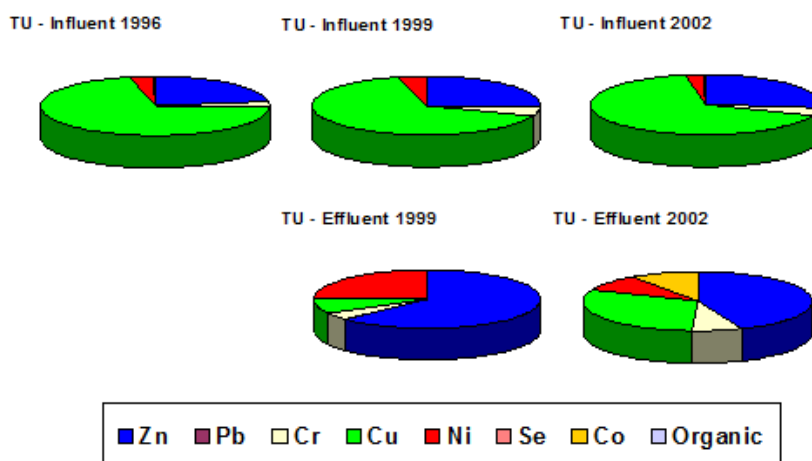
* I tilfælde af tabelværdier på <X er i diagrammerne anvendt værdien for 0,5 X

Med denne gode forklarbarhed er det derefter nærliggende at se hvilke enkelt-stoffer der bidrager hvor meget til giftigheden. Det fremgår af Figur 3 at for indløbsprøverne er kobber (Cu)

den absolut dominerende (ca. 70%) efterfulgt af zink (Zn, ca. 25%); de organiske stoffer har kun bidraget marginalt til algegiftigheden. For udløbsprøverne, hvor giftigheden er reduceret til under detektionsgrænsen, kommer der største bidrag fra zink (50-60%) efterfulgt af nikkel; heller ikke her har de organiske stoffer væsentligt bidrag.

Hvis ikke tilslutninger af tungmetalholdigt spildevand fra store enkeltvirksomheder (punktkilder) kan forklare en væsentlig del af belastningen med kobber og zink i det samlede tilløb til renseanlægget, er det overvejende sandsynligt, at diffuse bidrag som f.eks. korrosion fra vandinstallationer (Cu) og fra bygningsinddækninger og tagrender (Zn) der via regnafstrømning i fælleskloakerede områder belaster renseanlægget. I så fald ligger det uden for de kommunale miljømyndigheders reguleringsmuligheder, men det må forventes, at den øgede brug af andre materialer (PEX rør i vandinstallationer, tagrender af plast) over lang tid vil reducere Cu- og Zn-tilløbene og dermed yderligere reducere algegiftigheden i både indløb og udløb i forhold til de i forvejen lave niveauer.

Contributions to calculated Toxic Units for algal EC50



Figur 3. Toxic Units for algae EC50

Et andet eksempel på kombineret brug af kemiske analyser og biologisk monitoring er eksponering af muslinger i rensed spildevand (udløb) og analysering af en lang række miljøfremmede stoffer i en delmængde af muslingerne før og efter eksponering som udtryk for ophobningen. Dette blev gennemført på renseanlæg Avedøre – igen koordineret med vandkemisk analyse kampagne under det nationale overvågningsprogram i henholdsvis 2002 og 2005.

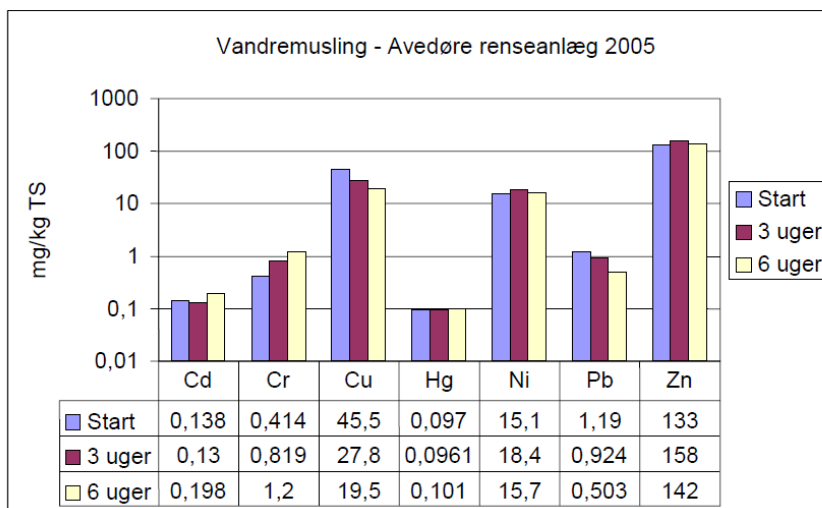
Resultaterne fra muslingeforsøget i 2005 viste med eksponering over en 6-ugers periode at:

- PAH-forbindelser, plast-blødgørere, bromerede flammehæmmere, LAS og Cr viste en tendens til stigning i muslingernes indhold. Dette indikerer at der er sket en bioakkumulering af disse stoffer over undersøgelsesperioden.
- Koncentrationen af 6 ud af 7 metaller, 39 ud af i alt 51 organiske stoffer og EOX var faldende eller uændret over tiden, herunder sumkoncentrationer af PAH_{carcinogene}, PAH_{øvrige} og Σ PAH. (start-koncentrationen af PAH forbindelser og organotinforbindelser i de anvendte muslinger fra Furesøen ved Frederiksdal var dog relativt høje)

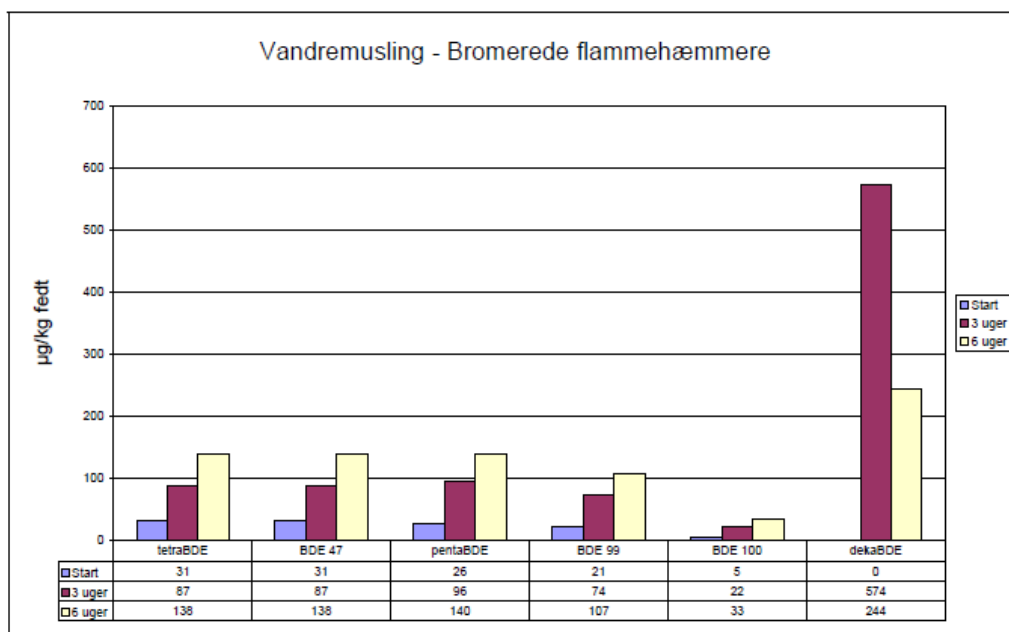
I basis-analysen af Køge Bugt bevirkede muslingers indhold af Cd, Hg, Cu, PAH og TBT, at status blev betegnet som "ikke god kemisk tilstand". Da disse stoffer ikke blev ophobet i

muslingerne eksponeret direkte i det rensede spildevand fra Renseanlæg Avedøre må årsagen til "ikke god kemisk tilstand" forventes at stamme fra andre kilder, og ved den daværende revision af udledningstilladelsen blev der heller ikke sat krav til videregående rensetrin.

De PAH-forbindelser og bromerede flammehæmmere, der gav ophobning i de eksponerede muslinger, blev ikke detekteret i udløbsprøverne ved vandkemiske analyser (< detektionsgrænsen) og metoden viser derfor, at forvaltning udelukkende på baggrund af vandkemiske analyser kan være miljømæssigt på den usikre side.



Figur 4. Koncentration af metaller i vandremusling - Renseanlæg Avedøre /15/



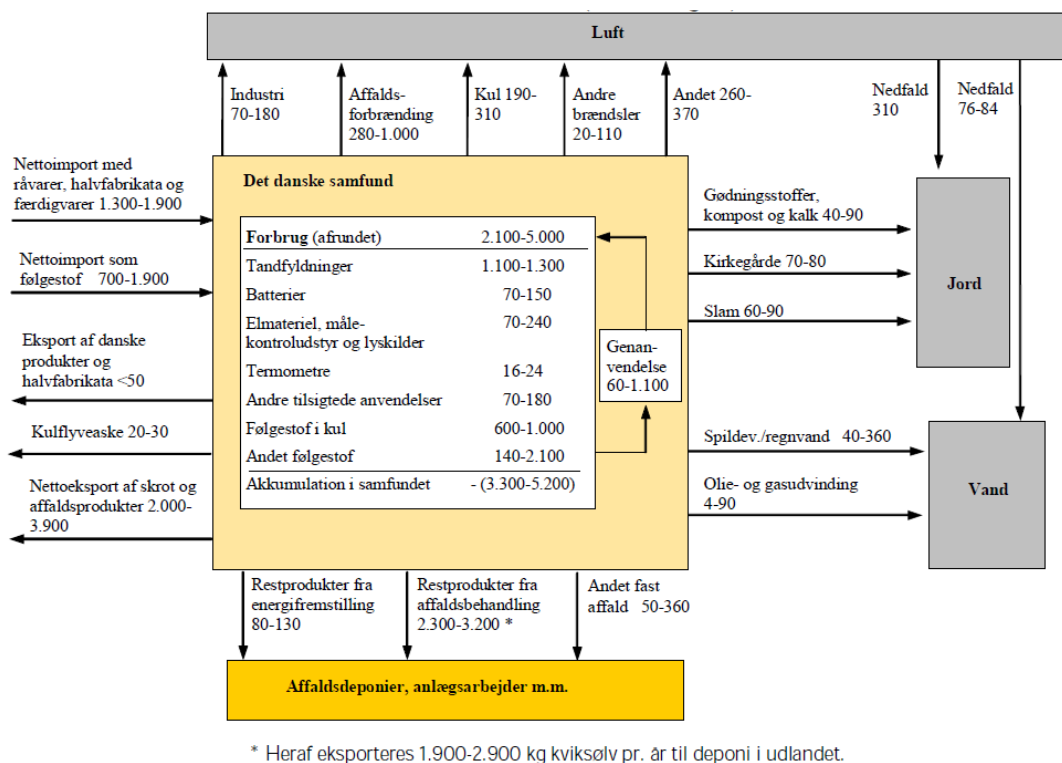
Figur 5. Koncentrationen af bromerede flammehæmmere /15/

2.3.4 Massestrøms analyser

Massestrømsanalyser er baseret på enkeltstoffer / stofgrupper og går ud på at opstille massebalancer for en geografisk enhed afgrænset som f.eks. et land, en region eller en by. Opgørelse af massestrømme baserer sig på en blanding af forbrugs statistikker (import-eksport) med kendte koncentrationsniveauer af det aktuelle stof samt af målinger foretaget på delstrømme i samfundet (f.eks. drikkevand, spildevand, slam, mv.). Som eksempel på en tidlig national massestrømsanalyse kan f.eks. nævnes Miljøstyrelsens balance for Danmark i 2001, se Figur 6. Det fremgår heraf, at anvendelse af Hg i tandfyldninger og Hg som følgestof i kul

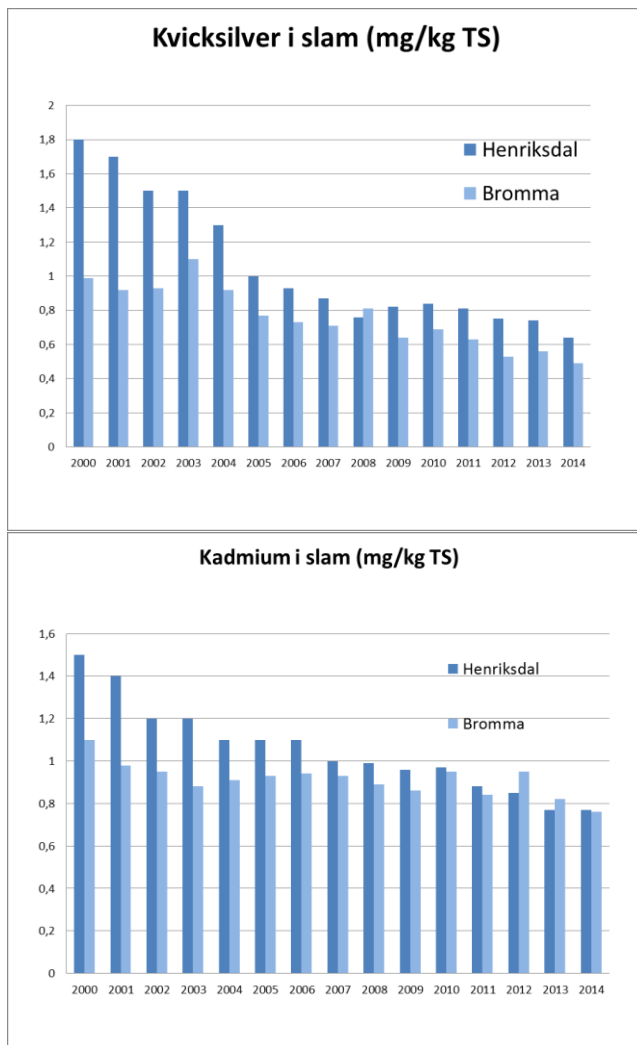
tegnede sig for de væsentligste forbrug, samt at de største udledninger til omgivelserne er til luft fra affaldsforbrænding samt deponering af restprodukter fra affaldsbehandling, heraf en væsentlig eksport til deponering i udlandet.

Sådanne massebalancer er ikke statiske og f.eks. reduktion i anvendelse til tandfyldninger, forbedret røggasrensning fra affaldsforbrænding har medvirket til et andet billede i 2015. Massestrømsanalyser kan bidrage med et nyttigt overblik og kvantificere proportionerne fra kildebidrag fra forskellige sektorer og er således nyttigt for prioritering af foranstaltninger til at begrænse emissioner og påvirkninger.



Figur 6. Eksempel på national massestrømsanalyse for kviksølv (Kviksølvsbalance for Danmark 2001 (alle tal i kg/år)) /5/

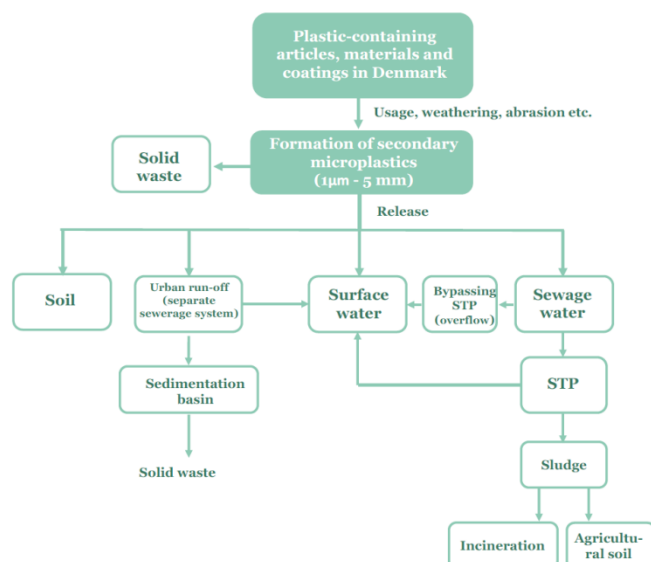
Som eksempler på en by som geografisk enhed kan nævnes Stockholm, hvor balancer blev opstillet for f.eks. kviksølv (Hg), se Figur 7, hvoraf det fremgår hvor meget massestrømmene omkring renseanlæg (AVR) udgør i samfundsmæssigt perspektiv. Tilsvarende findes for bly (Pb) og cadmium (Cd).



Figur 8. Måleresultater for kviksølv (Hg) og Cadmium (Cd) i slam fra 2 renselanlæg i Stockholm. (Kilde: præsentation fra temadag 05.10.2015 kan downloades fra portalen Spildevandsinfo /7/.

Som et nyere eksempel kan nævnes Miljøstyrelsens nylige rapport om mikroplast /8/, hvor fokus er rettet mod udledning til overfladevand, hvorfra Figur 9 og tabel 6 stammer. Tabel 5 sammenfatter bidrag fra en række kilder. Det fremgår at for tilledning til spildevands renselanlæg er dækafslid og vask af tekstiler de dominerende kilder efterfulgt af andre af slid fra andre materialer. Bidrag fra f.eks maling og personlige plejemidler forekommer at være begrænsede på massebalance basis.

Massestrømsanalysen kan her anvendes til at prioritere den fremtidige indsats for at forbedre videngrundlaget og påvirke adfærd hos både borgere og relevante virksomheder for at reducere udledninger til miljøet.



Figur 9. Konceptuel model for spredning af mikroplast til affald, jord og overfladevand /8/

Tabel 5. Oversigt over samlede udslip af primær og sekundær mikroplast /8/

Produktgruppe	Samlet udslip ton/år	% af samlet udslip (gennemsnit)	Udledning til rensesanlæg ton/år	Resulterende mængder der ender i vandmiljøet, ton/år*	% af samlet udslip til vandmiljøet (gennemsnit)
Kilder til emission af primær mikroplast					
Personlig pleje	9-29	0,2	10-22	0,5-4,4	0,1
Plastråvarer	3-56	0,3	3-56	0,1-4,5	0,1
Maling	2-7	0,1	2-7	0,3-1,8	0,1
Blæsemidler	0,05-2,5	0,01	0,03-1,3	0,03-1,4	0,04
Gummigranulat	450-1.580	10,5	20-330	1-20	0,6
Andre anvendelser	?	?	?	?	?
Samlet, primær mikroplast	460-1.670	11,0	35-416	2-31	0,9
Kilder til emission af sekundær mikroplast					
Dæk	4.200-6.600	55,8	1.600-2.500	500-1.700	60,2
Tekstiler	200-1.000	6,2	200-1.000	6-60	1,8
Maling (ekskl. skibsmaling)	150-810	5,0	14-220	6-149	4,3
Skibsmaling	40-480	2,7	0-50	21-240	7,1
Vejstriber	110-690	4,1	40-260	10-180	5,2
Byggematerialer af plast	80-480	2,9	30-150	5-38	1,2
Fodtøj	100-1.000	5,7	40-380	10-260	7,4
Køkkenredskaber, skuresvampe mm.	20-180	1,0	20-180	1-50	1,4
Andre anvendelser	100-1.000	5,7	20-500	8-375	10,5
Samlet, sekundær mikroplast (afrundet)	5.000-12.200	89,0	2.000-5.200	600-3.050	99,1
Samlet i alt (afrundet)	5.500-13.900	100	2.000-5.600	600-3.100	100

* Angiver udslip efter forudgående rensning.

2.3.5 Sammenfatning for undersøgelses strategier

De tre nævnte undersøgelses strategier har hver deres fordele og ulemper og det kan ikke entydigt konkluderes, at den ene strategi er bedre end en anden.

Massestrømsanalyser giver for de aktuelle stoffer et godt overblik over hvad der er betydende eller ikke betydende kilder i massebalancen. Dette er vigtig information i en reguleringsmæssig eller anden indbrebsmæssig sammenhæng og kan samtidigt indikere hvilke kilder det er vigtigt af have et godt videngrundlag for. På nationalt og regionalt plan er der dog kun foretaget massestrømsanalyser for relativt få stoffer.

De effekt-baserede målinger har den fordel at fokusere på de egentlige miljøproblemer (giftighed, ophobning) og tager højde for den samlede effekt fra indhold af forurenende stoffer i komplekse prøver. Som et tilsvarende eksempel kan nævnes BOD (Biochemical Oxygen Demand), der er en veletableret effekt-baseret metode til karakterisering af iltsvind uden at karakterisere hvilke enkeltstoffer der bidrager hvor meget til iltsvindet. Forekomst af nedbrydningsprodukter, kombinationseffekter ("cocktail-effekter") ved samtidig forekomst af mange kemikalier, mikroplast, nanopartikler, mv. er således inkluderet i måleresultatet for den pågældende økotoksiske effekt. Der kan imidlertid være mange forskellige "toksikologiske endepunkter" (fotosyntesehæmning, reproduktionshæmning, hormonforstyrrelser, mv.) og dermed behov for at anvende den/de mest følsomme test-metoder af relevans for recipienten. Desuden giver de effekt-baserede målinger ikke svar på hvilke enkeltstoffer der forårsager de målte effekter.

Kemiske analyser af enkelt-stoffer giver resultater, som let kan sammenholdes med evt. kravværdier, og som kan danne grundlag for opstilling af massebalancer. Med kendskab til enkeltstoffernes økotoksikologiske egenskaber kan man desuden beregne det forventede bidrag til giftigheden, men der vil altid kunne restere et åbent spørgsmål om hvorvidt ikke-analyserede stoffer vil udgøre en negligeret risiko for recipienten.

En kombination af effekt-baserede målinger med kemiske analyser på de samme vandprøver kan sammenligning af den målte effekt og den beregnede effekt ud fra koncentration af enkeltstoffer udtrykke "forklarbarheden" og dermed give ekstra fordele i videngrundlaget:

- Hvis den beregnede effekt er væsentlig mindre end den målte, er det tegn på at analyseprogrammet har været utilstrækkeligt – eller at der optræder ugunstige kombinationseffekter. Prøven er således mere giftig end man ville forvente.
- Hvis den beregnede effekt er væsentligt større måltegnede ud fra enkeltstoffer er det tegn på at enkeltstoffernes økotoksikologiske effekt har været overvurderet eller at der optræder gunstige kombinationseffekter. Prøven er således mindre giftig end man ville forvente
- Hvis den beregnede effekt har omtrentlig samme størrelse som den målte effekt, f.eks. +/- ca. 40% som det var tilfældet for undersøgelser af algegiftighed ved Renseanlæg Avedøre, kan det betegnes som en god forklarbarhed og at "situationen er under kontrol" dvs. at alle de ikke-analyserede stoffer forventeligt har været uden betydning for algegiftigheden. I denne situation er det kendskab, der opnås fra enkeltstoffernes beregnede bidrag, troværdigt og værdifuldt i vurdering af effekten af mulige indsatser.

Den kombinerede anvendelse af effekt-baserede målinger og kemiske analyser er i tråd med hvad der forskes yderligere i via det igangværende EU projekt SOLUTIONS. Forskningsprojekt under EU's 7. rammeprogram FP7 med et budget på ca. 16,3 mio €. Projektet, som gennemføres 2013-2018, koordineres af det tyske miljøforskningsinstitut UFZ. Projektet har allerede en veludbygget hjemmeside for yderligere beskrivelse og henvisninger til videnskabelige publikationer /9/.

Eksempelvis har man nedstrøms renseanlægget i Brno (Tjekkiet) konstateret en markant stigning i dødelighed for snegle eksponeret 8 uger i bure; der var en god sammenhæng med

tilhørende forhøjede tungmetalkoncentrationer og med målt giftighed på celle-niveau (cytotoxicitet) /10/.

De dele af SOLUTIONS-projektet om indgrebsmuligheder (abatement options), der forventes at være af interesse for forsyningsselskaber og kommunale miljømyndigheder, er i skrivende stund kun sparsomt rapporteret. Desuden forventes der i løbet af projektperioden at ske udviklinger i anvendelsen af følsomme biologiske test-metoder til karakterisering af såvel spildevand som recipient vand. En omfattende oversigtsartikel /13/ giver status for en lang række effekt-baserede målemetoders fordele og ulemper – nogle kommercielt tilgængelige, men mange andre er endnu på udviklingsstadiet. Der satses især på udvikling af avancerede, specifikke bioassays på celle-niveau, som kan håndtere små prøvevolumener i store analyse-serier til afløsning/supplement af de nuværende mere omfattende "klassiske" toxicitets-test på organisme eller populations-niveau

Referencer

- /1/ SOLUTIONS-projektet, <http://www.solutions-project.eu/>
- /2/ Naturstyrelsen, Punktkilderrapport 2014, (2015), Tabel 3-4, <http://naturstyrelsen.dk/media/175045/punktkilderrapport-2014.pdf>
- /3/ European Commission (2009) KOMMISSIONENS DIREKTIV 2009/90/EF, <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0090&qid=1446117608798&from=DA>
- /4/ COHBA-projektet <http://www.cohiba-project.net>
- /5/Miljøstyrelsen, Massestrømsanalyse for kviksløv 2001; (2003) [http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/nov/rapport-om-mikroplast/Miljøprojekt nr. 808, 2003;](http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/nov/rapport-om-mikroplast/Miljøprojekt%20nr.%20808,%202003;)
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2003/87-7972-667-4/pdf/87-7972-668-2.pdf>
- /6/ Institutionen för Naturvetenskap, Högskolan, Bly, kadmium och kvicksilver – Flöden och lager i Stockholms teknosfär
[http://www.spildevandsinfo.dk/lynette/itf5.50/knw/wit/Itfknowledge.nsf/WebLTFEmbedView/55D297E6C7D9FE7DC12573FB004350E3/\\$FILE/0705_lager_teknosfar.pdf](http://www.spildevandsinfo.dk/lynette/itf5.50/knw/wit/Itfknowledge.nsf/WebLTFEmbedView/55D297E6C7D9FE7DC12573FB004350E3/$FILE/0705_lager_teknosfar.pdf)
- /7/ Cajsa Wahlberg, Upstream source control at Stockholm Vatten AB ,(2015)
[http://www.spildevandsinfo.dk/lynette/itf5.50/knw/wit/Itfknowledge.nsf/WebLTFEmbedView/304BB418CE025936C1257ED900307502/\\$FILE/Pr%C3%A6sentation%2005.10.2015%20Cajsa%20Wahlberg,%20Stockholm%20Vatten.pdf](http://www.spildevandsinfo.dk/lynette/itf5.50/knw/wit/Itfknowledge.nsf/WebLTFEmbedView/304BB418CE025936C1257ED900307502/$FILE/Pr%C3%A6sentation%2005.10.2015%20Cajsa%20Wahlberg,%20Stockholm%20Vatten.pdf)
- /8/ Miljøstyrelsen, Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark (2015)
<http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/nov/rapport-om-mikroplast/>
- /9/ SOLUTIONS-projektet <http://www.solutions-project.eu/results-products/>
- /10/ Zounkova et al., In situ effects of urban river pollution on the mudsnail Potamopyrgus antipodarum as part of an integrated assessment (2014)
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X1400071X>
- /11/European Commission (2014). Technical report on aquatic effect-based monitoring tools. ISBN 978-92-79-35787-9.
<https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43c1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf>

- /12/ Coppens et al., Towards spatially smart abatement of human pharmaceuticals in surface waters: Defining impact of sewage treatment plants on susceptible functions, (2015), <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415300452>
- /13/ Brack et al., Effect-directed analysis supporting monitoring of aquatic environments — An in-depth overview (2016) <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715310834>
- /14/ DHI (2009). Toksicitet i ind- og udløbsvand fra Spildevandscenter Avedøre. Rapport til Spildevandscenter Avedøre I/S, (November 2009). DHI Projekt nr. 11801714.
- /15/DHI (2006). Screening for bioakkumulerbare stoffer i udløbsvandet fra Spildevandscenter Avedøre. Rapport til Spildevandscenter Avedøre I/S, (November 2006) DHI Projekt nr. 53343-2.
- /16/ Winther-Nielsen, M., Gustavson, K., Kjersgaard, D. and Jacobsen, B.N. (2007). Combined chemical analyses and biomonitoring at Avedøre WWTP 2005. Poster presented at Micropol & Ecohazard 2007, 5th IWA Specialised Conference on Assessment and Control of Micropollutants / Hazardous Substances in Water, 17-20 June 2007, Frankfurt, Germany.

2.4 Informationskilder

2.4.1 SPILDEVANDSINFO.DK

Denne hjemmeside formidler viden om identifikation og begrænsning af forureningskilder i oplande til renseanlæg. Hjemmesiden henvender sig til alle, der arbejder professionelt med spildevand.

Siden linker til en database med dokumenter, der kan downloades fra hjemmesiden i pdf-format. En del dokumenter omhandler miljøfremmede stoffer.

Det er også muligt at finde ABC vurderinger af organiske stoffer i spildevand på Spildevandsinfo.dk og du har samtidig mulighed for at dele dine vurderinger med andre.

2.4.2 Miljøstyrelsens hjemmeside

Miljøstyrelsens hjemmeside om kemikalier /1/ giver oversigt over lovgivningen samt en række initiativer til yderligere tiltag til begrænsning af sundheds- og miljøpåvirkninger fra kemikalier, stoffister og underliggende informations-kilder. Hjemmesiden kan i mange tilfælde anvendes som inspirations- og informationskilde for de enkelte kommunale miljømyndigheder eller forsyningsselskaber. Eksempelvis findes oversigter for særlige fokus-stoffer /2/ og en række specifikke danske, nordiske og europæiske stoffister og databaser /3/. En særlig Vidensbank giver stof-specifikke data for kemiske stoffer i forbrugerprodukter /4/, herunder forbruget inden for forskellige produktgrupper.

Tabel 6. Oversigt for en række stoffister og databaser tilgængelige fra Miljøstyrelsens hjemmeside

<u>Listen over harmoniseret klassificering af kemiske stoffer</u> På EU's liste over harmoniseret klassificering finder du mere end 8000 stoffer og stofgrupper, som EU har fastlagt fælles klassificering og mærkning for. <u>Industrilisten med klassificeringer af farlige kemiske stoffer</u> Database med industriens selvklassificering af over 90.000 kemiske stoffer. Den indeholder mere end 3 mio. individuelle notificeringer eller registreringer. Den giver bl.a. oplysninger om stoffernes sundheds- og miljøfare, sådan som industrien selv har vurderet det. <u>Vejledende liste til selvklassificering af farlige stoffer</u> Miljøstyrelsen har udarbejdet en Vejledende liste, som producenter og importører kan bruge til som hjælp til at klassificere stoffer, de bringer på markedet. <u>Listen over uønskede stoffer</u> Har du brug for at få oplyst, om din virksomhed anvender stoffer, der er i Miljøstyrelsens søgelys på grund af uønskede egenskaber kan du tjekke Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer.	<u>Effektlisten</u> Effektlisten består af ca. 19.500 stoffer, som Miljøstyrelsen anser for at have særlige problematiske sundheds- og/eller miljømæssige egenskaber. <u>Kandidatlisten under REACH</u> Kandidatlisten er en liste over stoffer, som EU anser for at være særligt problematiske, som er underlagt særlig regulering. <u>Grænseværdier og kvalitetskriterier</u> For at undgå miljø- og sundhedspåvirkninger fastsættes grænseværdier (kvalitetskriterier) for kemikalier i både luft, jord og vand. <u>Database over kemiske stoffer i forbrugerprodukter</u> Miljøstyrelsen har lavet en database over kortlæggningerne af kemiske stoffer i forbrugerprodukter. I databasen kan søges på bl.a. stoffer, funktioner og produkttyper. <u>Links til andre stoffister og databaser</u> Der findes en lang række andre lister og databaser, der kan være nyttige, når du producerer, importerer eller på anden måde arbejder med kemiske stoffer.
--	---

På Europæisk plan sker der en omfattende regulering af kemikalier via "REACH", der står for Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemical substances som navnet på en forordning (EF nr. 1907/2006) fra Europa-Kommissionen. REACH der har til formål at sikre, at de 100.000 forskellige typer kemikalier, der bruges i EU, er dokumenteret med hensyn til sikkerhed for mennesker og miljø. Det Europæiske Kemikalie Agentur, ECHA, i Helsinki koordinerer implementeringen af REACH og administrerer bl.a. databasen IUCLID /5/, der udgør en omfattende informationskilde for enkelt-stoffers egenskaber (fysisk-kemiske, bionedbrydelighed, økotoxicitet, humantoxicitet, mv.). Det kræver dog en omfattende bruger-registrering og en vis specialist-viden at anvende IUCLID direkte som informations-kilde.

Et nyt EU-initiativ "Information Platform for Chemical Monitoring" (IPChem) har til formål at lette en central adgang til oplysninger om kemikalier, særligt med henblik på enkelt-stoffers forekomst i miljøet (vand, luft, jord, biota,...) samt data fra måling på mennesker (blod, væv,...). IPChem fungerer ved at brugeren indtaster navn eller Chemical Abstract Service (CAS) nr. for

et givet stof – her til eksempel valgt: nonylphenol. Den web-baserede platform vil herefter give en oversigt over hvilke databaser, der rummer data for stoffet. Da nogle data er omfattet af fortrolighed er der forskellige niveauer for data tilgængelighed – dels for de direkte involverede europæiske institutioner og dels for fri, offentlig adgang, som er gjort tilgængelig pr. 19. oktober 2015. Der kan dels findes monitoringsdata for forekomst i miljøet og dels data for stoffs specifikke egenskaber (nedbrydelighed, giftighed, mm.). Data for nedbrydelighed og giftighed kan være nyttige ved vurdering af i hvilken grad et givet stof som vurderes i forbindelse med en tilslutningstilladelse for en virksomhed, herunder i hvilken grad det kan tillades tilladt et rensesanlæg. I Figur 10 er som eksempel vist resultat i form af målestationer, der inkluderer data for det valgte stof og i

Tabel 7 som eksempel på et database-uddrag om stoffets nedbrydelighed og bioakkumulerbarhed.

Der henvises til en informationsfolder /6/ og til IPCheM hjemmesiden /7/ for yderligere information og desuden er der i Bilag 2. vist flere konkrete resultater fra søgninger via IPCheM. IPCheM er stadig i opbygningsfase, men vil potentielt kunne blive en velegnet reference og informationskilde for kommuners, virksomheders og forsyningsselskabers miljøplanlægning.

The screenshot displays the IPCheM web interface. At the top, it features the European Commission logo and the title 'Information Platform for Chemical Monitoring data'. Below this is a navigation bar with icons for home, search, and other functions. The main content area is titled 'WATERBASE-RIVERS' and shows a map of Europe with numerous blue dots indicating sample locations. To the right of the map, there are several dropdown menus for filtering data: 'Water Category', 'Analysed Fraction', 'Statistic Name', and 'Chemical name' (set to 'nonylphenol'). Below these, there are fields for 'CAS', 'Media', and 'Country'. At the bottom right, there are filters for 'Filter by concentration range' (0.0015 to 7.762 µg/l), 'Exclude Non-Detects' (LOD, LOQ, none), and 'Exclude QA Issues' (yes, no). At the bottom left, there are two buttons: 'Show sample sites by page' and 'Show all sample sites'.

Figur 10. Eksempel på oversigt fra IPCheM for målestationer (floder) med resultater for nonyl-phenol

Tabel 7. Eksempel på uddrag for nonylphenol fra databasen EnviChem /8/ fra det finske miljøinstitut (SYKE).

Total degradation in water :

Biodegradation:
(CAS 25154-52-3)
0% by BOD
period: 14d
substance: 100 mg/l
sludge: 30 mg/l
(MITI 1992)

Ready biodegradability :

Confirmed to be non-biodegradable (Anon. 1987).

Other information of degradation :

Adaptation of microorganism flora is needed (Gaffney 1976).

After adaption (43 days) in Modified Sturm test: 56 % aerobic degradation in 20 days, 78 % in 40 days (Schöberl 1985).

No anaerobic degradation (Gieger et al. 1984).

Bioconcentration factor, fishes :

100	carp, Kawasaki 1980
--	--
75	75-280, 4d, salmon,
280	McLeese et al. 1981
--	--
2.5	2.5 - 3.3, 8w, Cyprinus carpio, conc 0.1 mg/l,
3.3	CAS 25154-52-3
0.9	0.9 - 2.2, 8w, Cyprinus carpio, conc 0.01 mg/l,
2.2	MITI 1992

Other information of bioaccumulation :

Confirmed to be non-accumulative or low accumulative (Anon.1987).

Bioconcentration factor (mollusca):
1.4-13, 4d, Mytilus (McLeese et al. 1980).
3000. mussel (Ekelund et al. 1988).

Forekomst af miljøfremmede stoffer i vandmiljøet baseret på nationale monitorings-programmer indberettes som led i European Environment Information and Observation Network (EIONET) til det Europæiske Miljøagentur (EEA) i København. Disse data er frit tilgængelige i form af "rå" dataset, som kan downloades fra Water Data Centre /9/ – en del af Water Information System for Europe (WISE). Data for miljøfremmede stoffer er hovedsageligt de allerede regulerede stoffer, som overvåges i de nationale monitoringsprogrammer og i mindre omfang "emerging substances" (f.eks. lægemiddel-rester). Data indgår som særskilte tabeller for de europæiske data sæt for vandkvalitet i floder (ca. 1 mio års-værdier), søer (ca. 110.000 årsværdier), grundvand (ca. 700.000 års-værdier) og biota fra kystnære områder (ca. 825.000 enkeltdata). Som en hjælp for brugere er der udgivet et opslagsværk /10/, som dels giver en introduktion til

EEA's dataset og dels giver en oversigtlig præsentation om geografisk spredning og udvikling i koncentrationsniveauer over en årrække for de hyppigst målte stoffer.

Som eksempel er i Figur 11 vist data for nonylphenol i floder, hvor målte koncentrationer er normaliseret i forhold til et vandkvalitetskriterie på 0,3 µg/l. De viste "indicator" værdier er alle <1, hvilket således viser en overholdelse af vandkvalitetskriteriet for de pågældende måleserier.

Figure 4.3.2.3a Long-term traffic-light indicator and number of stations for 4-nonylphenol in rivers.

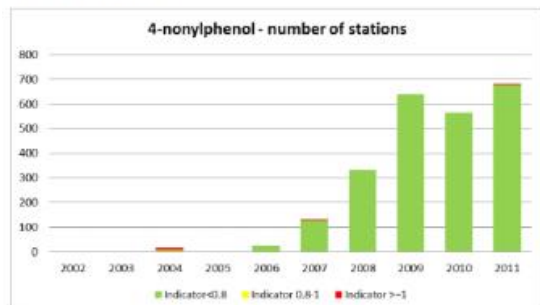


Figure 4.3.2.3b Traffic-light indicator for 4-nonylphenol in rivers from 2010-2011 (number of stations per country is shown in parenthesis).

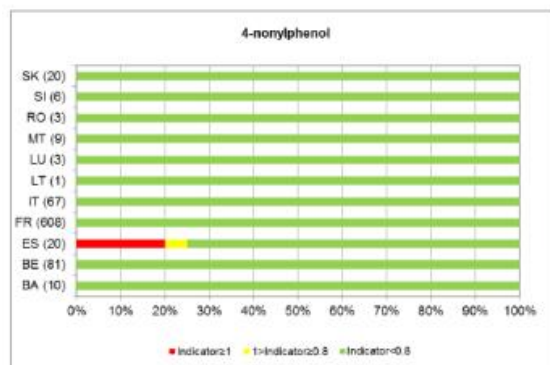


Figure 4.3.2.3c Map of traffic-light indicator for 4-nonylphenol in rivers from 2010-2011



Figure 4.3.2.3d Box plot of data for 4-nonylphenol in rivers.

Figur 11. Oversigts-præsentation af monitoringsdata for nonylphenol i floder /10/

De samme underliggende data, som rapporteres fra medlemslandene til EEA, indgår i IPCheM, hvilket formodentligt vil fremme brugen og brugervenligheden af disse EIONET indberetninger.

Der er i Bilag 2 vist eksempler på søgninger via IPCheM, hvor der for et valgt enkelt-stof opnås koblinger til flere forskellige, store nationale og internationale databaser, som indeholder data om stoffet. Oplysningerne spænder bredt fra anvendelse, forekomst, nedbrydelighed og giftighed for mennesker og miljø. I situationer, hvor et givet stof pludseligt "kommer på dagsordenen" kan en let og hurtig adgang til sådanne datakilder være nyttigt.

Referencer

- /1/ Miljøstyrelsen hjemmesiden, <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/>
- /2/ Miljøstyrelsen hjemmesiden, <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/>
- /3/ Miljøstyrelsen hjemmesiden, <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/stoflister-og-databaser/>
- /4/ Miljøstyrelsen hjemmesiden, <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/kemikalier/fokus-paa-saerlige-produkter/database-over-kemiske-stoffer-i-forbrugerprodukter/>
- /5/ IUCLID 5 hjemmesiden, <http://iuclid.eu/index.php?fuseaction=home.iuclidHome>

- /6/ IPChem - the Information Platform for Chemical Monitoring
https://ipchem.jrc.ec.europa.eu/media/pdf/IPCHEM%20Flyer_03.12.2014.pdf
- /7/ IPChem - the Information Platform for Chemical Monitoring <https://ipchem.jrc.ec.europa.eu/>
- /8/ Data bank of environmental properties of chemicals
http://wwwp.ymparisto.fi/scripts/Kemrek/Kemrek_uk.asp?Method=MAKECHEMdetailsform&txtChemId=1399
- /9/ European Environment Agency - Data centre overview,
<http://www.eea.europa.eu/themes/water/dc>
- /10/ Eionet - European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters
http://icm.eionet.europa.eu/ETC_Reports/HazardousSubstancesInWater_2015

3 Behandling

Der findes en lang række af teknologier der kan anvendes til behandling af miljøfremmende stoffer. Der er et hav af studier der undersøger effekten på enkeltstoffer eller stofgrupper. Det er svært at få et fuldstændigt og entydigt overblik over effekten af de enkelte teknologier.

I dette kapitels første afsnit vil udvalgte metoder og teknologier blive præsenteret. Der eksisterer så vidt vides ingen teknologi som kan fjerne eller behandle alle typer af stoffer i et trin. Hver metode har ulemper og fordele. Som udgangs punkt, skal alle nævnte teknologier forstås som efterpoleringsprocesser (tertiær) som supplerer klassiske rensningsmetoder.

I det efterfølgende afsnit ses på kombinationer af teknikker og endelig i afsnit 3.3 voves en sammenligning af kombinationerne.

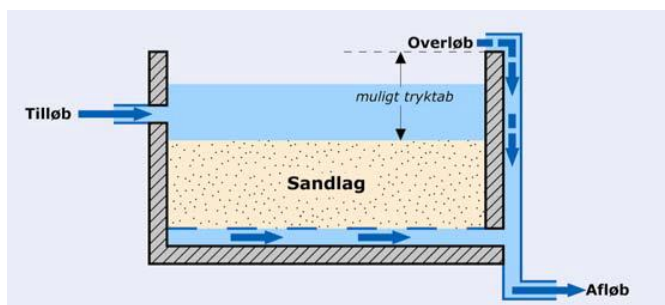
3.1 Beskrivelse af de mest almindelige enkeltstående teknologier

Sandfilter /1, 2, 3/

Beskrivelse: Sandfilter er her typisk forstået som et biologisk aktivt sandfilter. Spildevand filtreres gennem lag af sand og/eller grus. Partikulære stoffer tilbageholdes i en sand-filtermatrix som simpel filterkage og med sorptionskræfter, men undergår også kemiske transformationer ved hjælp af mikroorganismer i filterlaget. Denne metode er nok den mest udbredte som terciær teknologi pga. metodens simpelhed og stabilitet.

Der vil normalt være automatisk returskyl af sandfiltre når et vist tryktab nås.

Sandfiltre har et lavt energiforbrug.



Figur 12. Sandfilter

Kemikalie målgruppe: Sandfiltre indsat efter at aktiv slam anlæg, vil formodentlig kunne nedbryde flere typer af svært nedbrydelige stoffer end det aktive slam, fordi biofilmen bliver ældre og giver mulighed for at langsomtvoksende bakterier med specifikke anlæg for bestemte stoffer kan gro her. Endvidere tilbageholdes tungmetaller bundet til suspenderet stof.

Effektiviteten: Sandfiltre vil typisk være et godt og billigt alternativ til små anlæg. Dog er metoden ikke altid velegnet til større anlæg, fordi den er relativt pladskrævende.

Ozon behandling /4, 5, 6/

Beskrivelse: Ozon er en kraftig kemisk oxidation som gennem mange år har været anvendt ved drikkevandsrensning. Ozon kendt for at kunne desinficere og omdanne svært nedbrydelige organiske mikroforureninger. Ozon behandling oxiderer stoffer og nedbryder dem til mindre organiske molekyler der typisk er mere bionedbrydelige. Doseringsmængder varierer med koncentrationer af stoffer i spildevandet. Ozon produceres med ilt og elektricitet og kræver relativt store mængder energi.

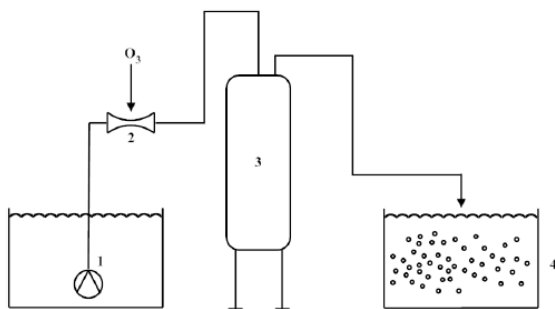


Figure 7.
A simplified schematic of the ozonation system at Öresundsverket WWTP (more details are available in Paper II). 1: Submerged centrifugal pump, 2: venturi injector, 3: pressurized reaction vessel, aerated zone of the chosen treatment line.

Figur 13. Ozonering

Kemikalie målgruppe: Lægemidler

Effektiviteten: Uden forbehandling (som tertiær metode), kan man opnå omkring 88% reduktion af lægemidler. Under nedbrydning via oxidation, kan mange uønskede biprodukter være produceret.

Energiforbruget er estimeret omkring 0,212 kWh m³/år. Det udgør omkring 40% af det gennemsnitlige energiforbrug for konventionel rensning med aktiv-slam.

Adsorption, Aktiv kul /7/

Beskrivelse: Aktiv kul er en porøs type kul med meget stor overflade.

Aktiv kul behandling er således en absorption metode - organiske stoffer absorberer (forbinder) til strukturer i kullets porer. Aktiv kul findes som pulver eller granuler og kan enten doseres til rensaneanlæggets biologiske trin eller indgå som selvstændigt trin i en tertiær reaktor.

Der kan ske en vis biologisk aktivitet i kullet men efter en given driftsperiode skal kullene udskiftes.

Ved tilsætning direkte i procestanke vil kullene gå ud med overskudsslam,

Aktiv kul findes i to forskellige former som pulver eller granuler (forkortes hhv. PAC og GAC i international litteratur).

PAC kan bruges ved iblanding i aktiv slam, men meget effekt vil gå tabt fordi der er mange adsorberbare stoffer i dette trin. Det kan også tilsættes spildevandet efter sekundær rensning og efterfølgende fjernes fra vandstrømmen og recirkuleres. Denne fjernelse kan ske ved bundfældning, flotation eller filtrering. GAC bruges i hovedsagen i en selvstændig reaktor som tertiær teknologi.

Energiforbrug til processen er lavt, men kullene repræsenterer et energiforbrug som ressource, hvorfor genbrugsgraden er vigtig.



Figur 14. Aktiv kul

Kemikalie målgruppe: Lægemidler, en lang række af upolære organiske stoffer

Effektiviteten: Aktiv kul virker bedst med stoffer som har positiv ladning. Den virker på et bredt spektrum af organiske stoffer.

MBR reaktor

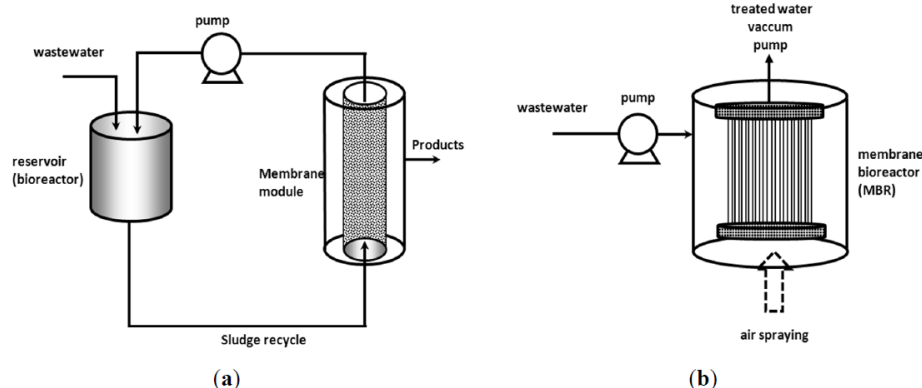
Beskrivelse: Membran BioReaktor - MBR proces er en sammensætning af to teknologier, nemlig et klassisk aktiv slam system og et membran separation system (microfiltration eller ultrafiltration).

En MBR reaktors virkning på miljøfremmede stoffer (MFS) er baseret på at der kan opnås en høj slamalder ved tilbageholdelse af alle typer mikroorganismer, og dermed en kultur af langsomt voksende bakterier med potentiale til at nedbryde MFS. Det er ikke selve membranens tilbageholdelse af MFS der er i spil. Dette er beskrevet nedenfor i afsnittet om membraner.

Der findes to typer af membraner hule rørformede i bundter figur 14 (zeeweed) eller flade membraner (flat sheet)

Membranerne kan være anbragt i procestanken eller i dag mest typisk i en separat tank som vist i Figur 15.

Energiforbrug til en MBR løsning er moderat, afhængig af nødvendigt trykfald over membranerne og hvilken type beluftning der er valgt.



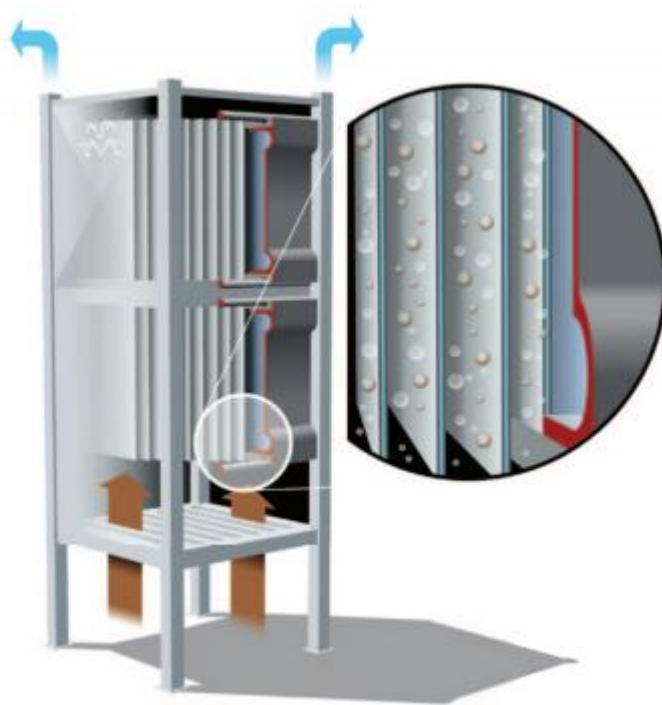
Figur 15. MBR reaktor konfigurationer med membran udenfor hhv. inde i bioreaktoren

Kemikalie målgruppe: Bionedbrydelige MFS generelt

Effektiviteten: Man kan opnå op til 90% reduktion af uønskede stoffer. Med MBR teknologien, har man mange fordele som høj kvalitet af behandlet vand, reduceret footprint, fleksibel proces. Dog kan tilstopning af membraner stadig være en stor udfordring.



Figur 16. Zeeweed membrantype (form som hule spaghetti)

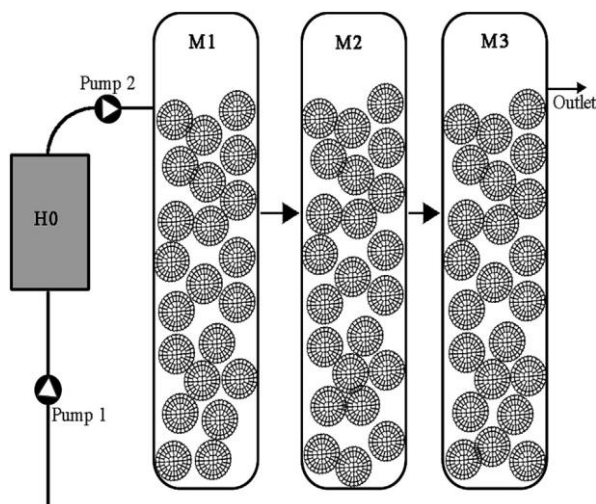


Figur 17. Flat sheet membrantype (Alfa Laval)

MBBR reaktor /11, 12/

Beskrivelse: I MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) anvendes biofilm som sidder på små plastikbærere. Bærere er opblandet med spildevand i en reaktor og bevæger sig frit. Denne løsning er relativt kompakt i forhold til aktiv slam anlæg. MBBR har ikke nogen filtrerende effekt. Effekten mht. fjernelse af MFS er baseret på samme fænomen som for MBR, nemlig høj slamalder der kan indeholde langsomt voksende bakterier med potentiale til at nedbryde MFS.

Energiforbruget er moderat.



Figur 18. MBBR reaktor

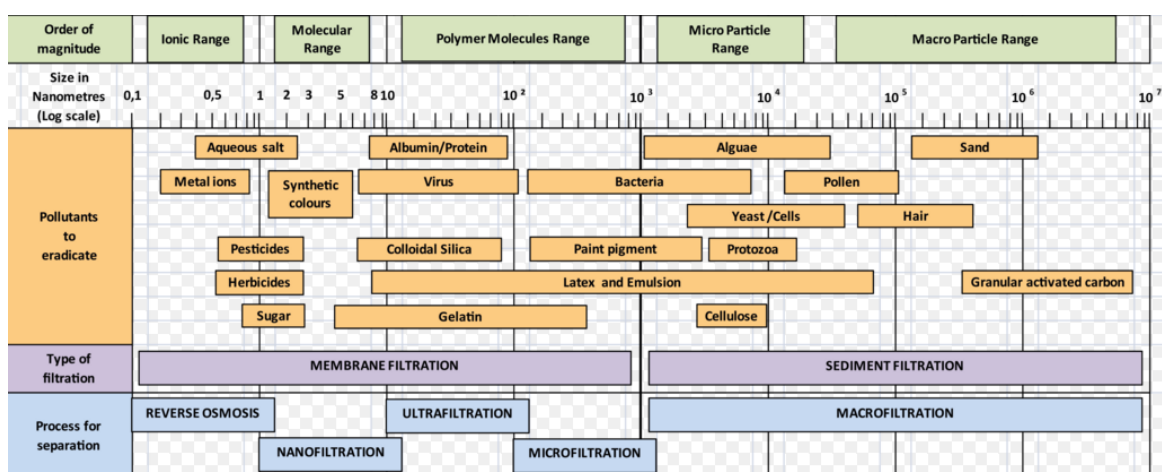
Kemikalie målgruppe: Hospitalsspildevand

Effektiviteten: Fjernelseeffekten er meget afhængig af stoftyper. Den metode er betragtet som relativt robust og "brugervenlig".

Membraner (UF, NF, RO)

Membraner kan udmærket anvendes til at fjerne MFS uden tilknyttet biologisk aktivitet. Hvis man ønsker at fjerne miljøfremmede stoffer som en membranfiltrering skal der meget fine membraner til som det fremgår af Figur 19. Der er i figuren nævnt Pesticides og Herbicides som er molekyler der repræsenterer MFS i type og størrelse. Membraner der kan tilbageholde molekyler af denne størrelse skal være af en finhed på 0,5 til 5 nanometer. Det vil sige at Ultrafiltrering som er det typiske filter i en MBR reaktor ikke fin nok til at tilbageholde MFS alene.

Nanofiltrering og omvendt osmose kræver typisk et højt tryk for at drive vandet gennem membranerne. Det vil sige at det er forbundet med et relativt højt energiforbrug at anvende denne teknologi. Til gengæld vil vandet kunne genanvendes til næsten alle formål og vil være aktuelt i lande hvor vandmangel er på dagsordenen.



Figur 19. Partikelstørrelse og membrantyper

Referencer

- /1/ Janzen et al., Vertical flow soil filter for the elimination of micro pollutants from storm and waste water (2009)
- /2/ Bester et al., Activated soil filters (bio filters) for the elimination of xenobiotics (micro-pollutants) from storm- and waste waters (2009)
- /3/ Bester et al., Activated soil filters for removal of biocides from contaminated run-off and waste-waters (2011)
- /4/ Janzen et al., (2011), Transformation products and reaction kinetics of fragrances in advanced wastewater treatment with ozone
- /5/ Hey et al., Removal of pharmaceuticals in WWTP effluents by ozone and hydrogen peroxide (2014)
- /6/ Nilsson et al., Application of Ozone in Wastewater Treatment For Mitigation of Filamentous Bulking Sludge & Reduction of Pharmaceutical Discharge (2015)
- /7/ Margot et al., Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? (2013)
- /8/ Li et al., Study of the effects of pharmaceutical micropollutants on the fouling of MBR used for municipal wastewater treatment : case of carbamazepine (2015)
- /9/ de Cazes et al., Membrane Bioprocesses for Pharmaceutical Micropollutant Removal from Waters (2014)
- /10/ Hai et al., Removal of micropollutants by membrane bioreactor under temperature variation (2011)
- /11/ Casas et al., Impact of carbon-dosing on micro-pollutants removal in MBBR post-denitrification systems (2015)
- /12/ Shore e al., Application of a moving bed biofilm reactor for tertiary ammonia treatment in high temperature industrial wastewater (2012)

3.2 Kombination af forskellige processer og teknologier

I det foregående kapitel var mange enkelte teknologier præsenteret og beskrevet. Typisk bruger man kombination af to eller flere systemer til at øge effektiviteten og udvide omfanget af miljøfremmede stoffer. I dette kapitel præsenteres kombinationer af teknologier.

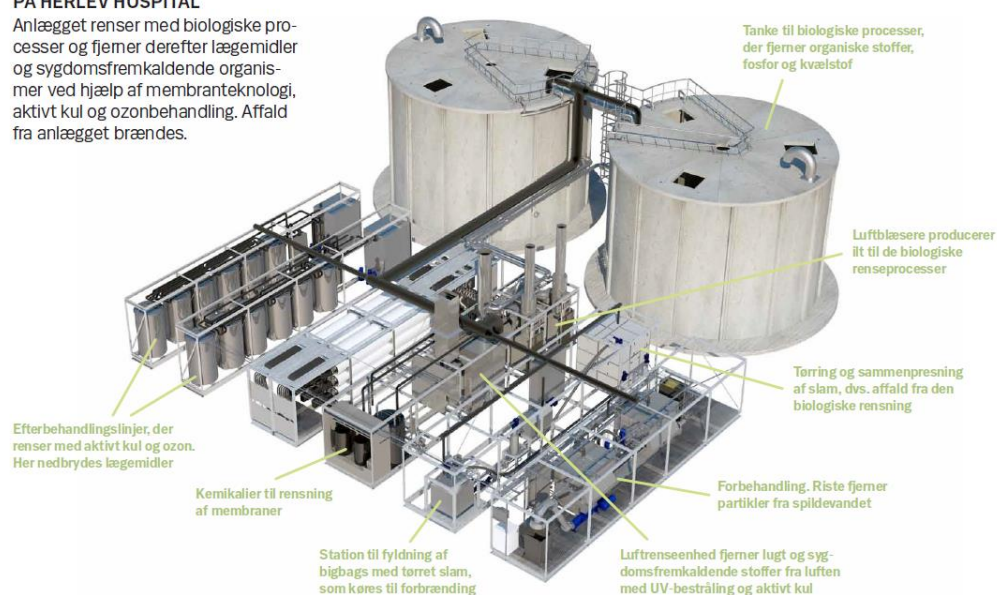
MBR + Ozon + PAC

Et eksempel på kombination af teknologier er et pilotanlæg bygget og i drift i Schweiz og som i fuldskala forsøg er idriftsat på Herlev Hospital.

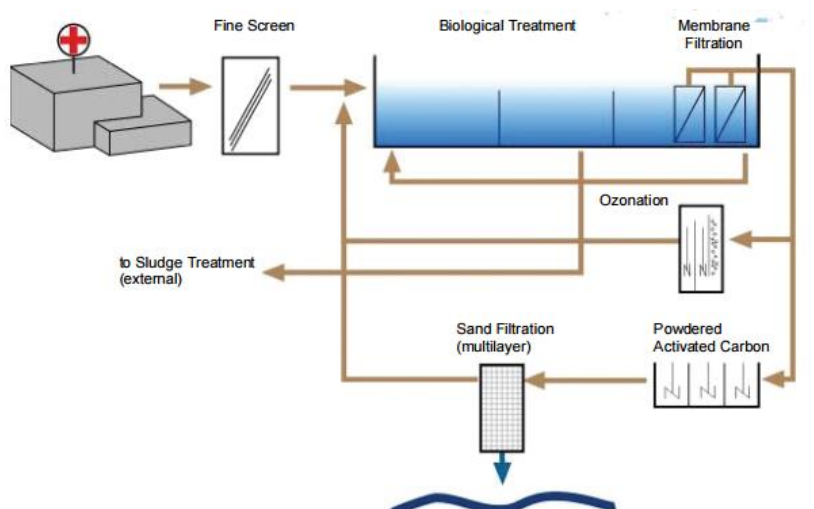
Her kombinerer man tre teknologier, nemlig membraner, ozonering og aktivt kul. Membraner fungerer som sedimentation trin og fjerner mikroorganismer og større partikler, hvor PAC og ozonering er designet til at fjerne mikroforureninger som lægemiddelstoffer.

RENSNINGSANLÆGGET PÅ HERLEV HOSPITAL

Anlægget renser med biologiske processer og fjerner derefter lægemidler og sygdomsfremkaldende organismer ved hjælp af membranteknologi, aktivt kul og ozonbehandling. Affald fra anlægget brændes.



Figur 20. Herlev Hospital renseanlægget



Figur 21. Pilot plant på Marienhospital Gelsenkirchen

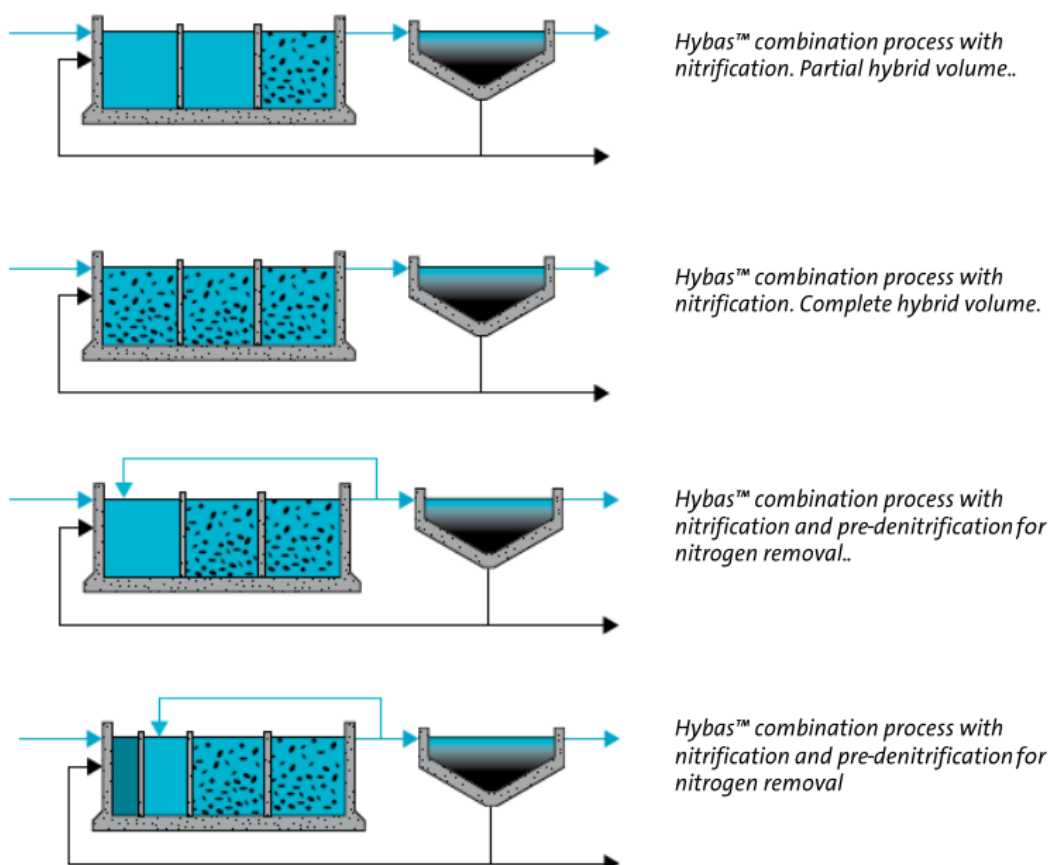
Biologisk Aktiv Kul (BAC) /1/

Biologisk aktiv kul teknologien er en kombination af biologisk nedbrydning og aktiv kul adsorption. Kombinationen giver ikke så høje resultater mht. miljøfremmende stoffer nedbrydning i sammenhæng mellem tidligere nævnt aktiv kul filter, men forlænge levetiden af filteren. Bakterier som lever i pores af kul former biofilm og bio-nedbryder organiske stoffer.

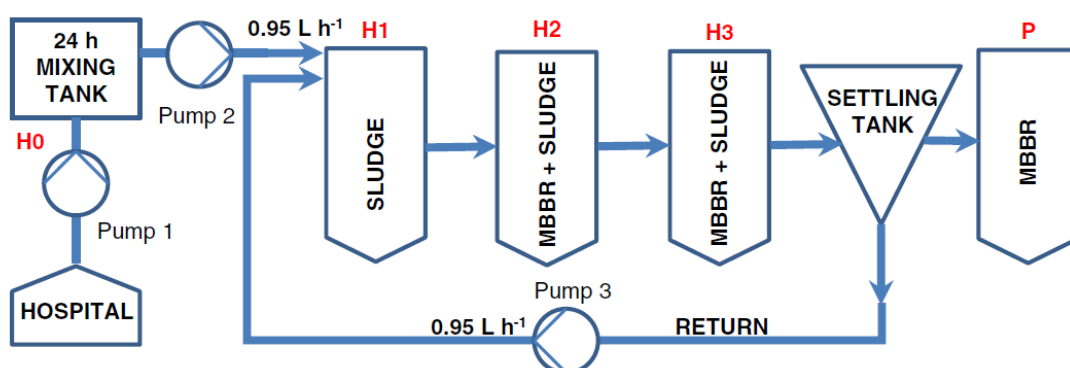
HYBAS /2/

AnoxKaldnes TM MBBR Hybas TM er en kombination af to velkendte teknologier: aktiveret slam og MBBR i kombination.

Processen er en kompakt løsning, som kræver ikke stort procesvolumen for at opnå både reduktion af organiske stoffer og kvælstof. MBBR bærerne indeholder stor kompakt mængde af bakterier involveret i en kvælstoffjernelse og derfor kapaciteten af nitrifikation kan øges. BOD fjernelse og denitrifikation vil typisk forekomme i den suspenderede fase. Slam alder kan også reduceres. En reduktion af slamkoncentration i AS vil også føre til mindre slambelastning på de sekundære klaringstanke. En anden fordel er, at en kort slam alder ofte vil minimere risikoen for vækst af trådformede bakterier og generelt. MBBR Hybas TM teknologien er testet i pilotskala på Aarhus Universitetshospital. Teknologien viste sig at være en kompakt, robust og let at betjene teknologi. COD og kvælstof blev fjernet sammen med en del af miljøfremmende stoffer og mikroforureninger. Derfor var teknologien vurderet som en smart løsning til hospitalets spildevandsrensning. /2/



Figur 22. HYBAS processen – konfigurationer /2



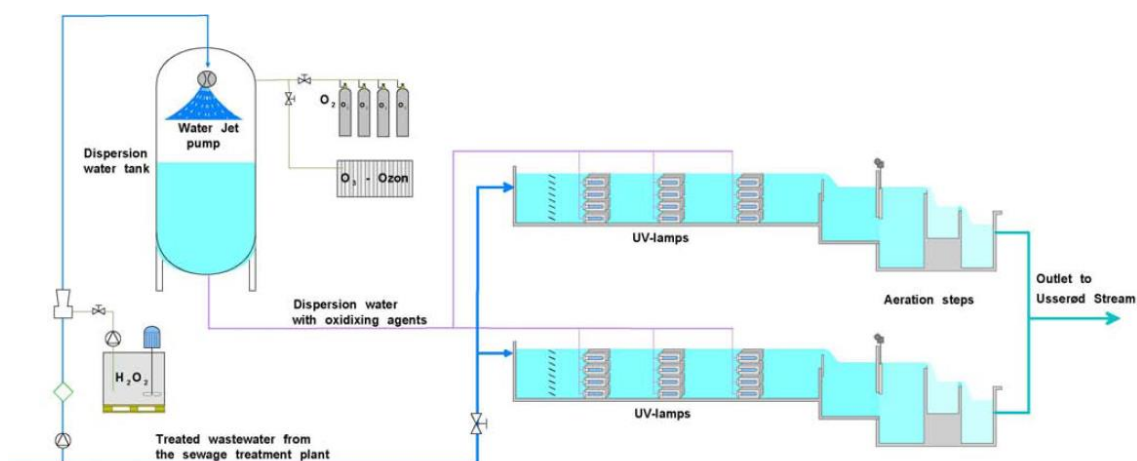
Figur 23. Pilot Plant på Aarhus Universitetsskshospital

APOP /3, 4/

APOP teknologi - renseanlæg med et helt nyt rensetrin, der kan fjerne mikroorganismer og hormonforstyrrende stoffer fra udløbsvandet. Projektet er opstået omkring en ny, patenteret, lampe som giver ultraviolet (UV) lys i det mest energirige del af UVspektret, der er i stand til at hygiejniserer spildevandet og samtidigt nedbryde de hormonforstyrrende stoffer. Nedbrydning af hormonforstyrrende stoffer sker ved tre processer:

- Kemikalier i spildevand nedbrydes når de absorberer energirigt lys.
- En del af lyset absorberes af vandmolekyler, der spaltes til oxiderende radikaler, som kan oxidere kemikalier.
- Der kan doseres oxidationsmidler til vandet som aktiveres af UV-lyset, hvilket giver en hurtig nedbrydning af kemikalier.

Mikroorganismer, hormonforstyrrende stoffer og de anvendte oxidationsmidler absorberer forskellige bølgelængder af UV-lyset. Projektet optimerede kombinationen af UV-lys og tilsatte oxidationsmidler. Resultaterne var tilfredsstillende, men teknologien skal altid justeres til konkrete behov. Spildevandskvaliteten og typen bestemmer hvordan teknologien skal kalibreres. Figur 24 viser et konfigurations diagram over installationen.



Figur 24. APOP systemet som er installeret på Usseø Renseanlæg

Referencer

/1/ Rattier et al. Organic micropollutant removal by biological activated carbon filtration: A review. (2015)

/2/ Veolia hjemmesiden, <http://www.veolia.com/>

/3/ APOP projektet <http://www.wise-rtd.info/sites/default/files/d-2-2012-02-08-factsheet.pdf>

/4/ APOP projektet

http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2303&docType=pdf

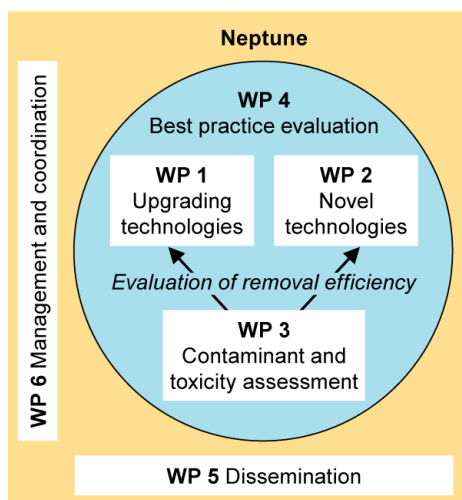
/5/ Water Environment Research Foundation (WERF). Projektdatabase for interaktiv søgning: <http://www.werf.org/search> eller web side for Knowledge Area "Compounds of emerging concern": http://www.werf.org/i/ka/Trace_Organics/a/ka/TraceOrganics.aspx?hkey=864f9bed-f112-4e14-addc-accb453d0952

3.3 Projekterfaringer

Der er på international plan gennemført en lang række projekter hvor såvel kendte som nye renseteknologier afprøves og dokumenteres. Resultaterne er generelt tilgængelige via søgninger i teknisk-videnskabelig litteratur, men i nedenstående fremhæves resultater fra nogle få store EU-projekter, der er gennemført indenfor de sidste ca. 5 år. Et indblik i resultater opnået fra udviklingsprojekter i USA kan fås ved interaktiv søgning i projektdatabasen hos Water Environment Research Foundation (WERF) eller WERF's web side relateret til emerging pollutants /13/

3.3.1 NEPTUNE

NEPTUNE projektet blev gennemført i perioden 2006-2010 under EU's 6. rammeprogram FP6 med en bevilling på 4,28 mio €. Projektet blev koordineret af det schweiziske miljøinstitut EAWAG og havde 4 indsatsområder – udover formidling og projektledelse, se Figur 25.

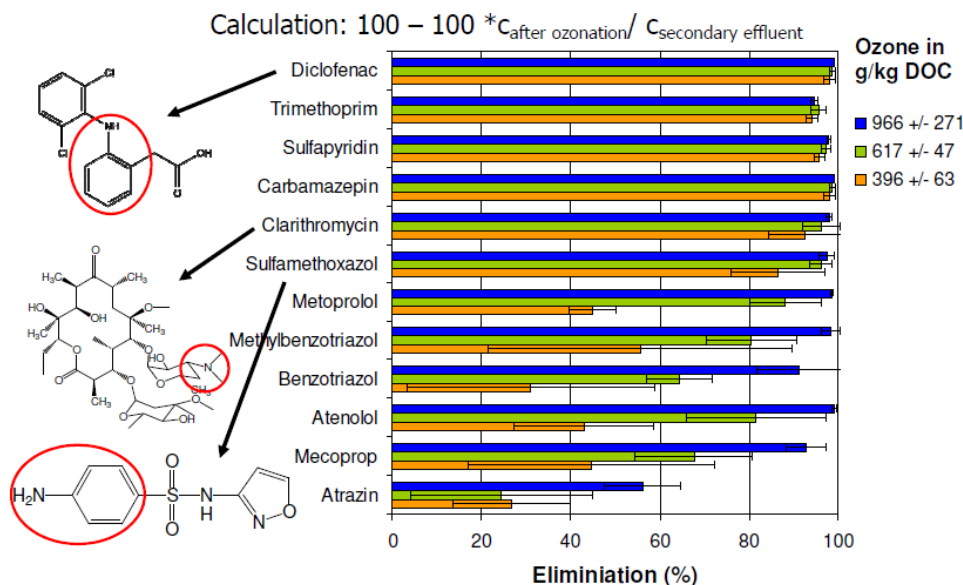


Figur 25. Indsatsområder i NEPTUNE projektet /1/

Resultater med pilot-skala og fuldskala drift af ozonering, sandfiltrering og aktivt kul og kombinationer er sammenfattet i en præsentation fra projektets afsluttende workshop /1/.

I NEPTUNE undersøgte man ozonering placeret som rensetrin efter konventionel aktiveret slam proces med næringssaltfjernelse, men derefter fulgt af et sandfilteringstrin. Fuldskala resultater fra renseanlægget Regensdorf (25.000 p.e.) er vist i Figur 26 som fjernelsesgrader for en række lægemiddel- og plantebeskyttelsesmiddel rester over ozoneringstrinnet og i Figur 27 som reduktion i toxicitets-ækvivalenter henover renseanlægget /2/.

Effect of ozone concentration on elimination efficiency

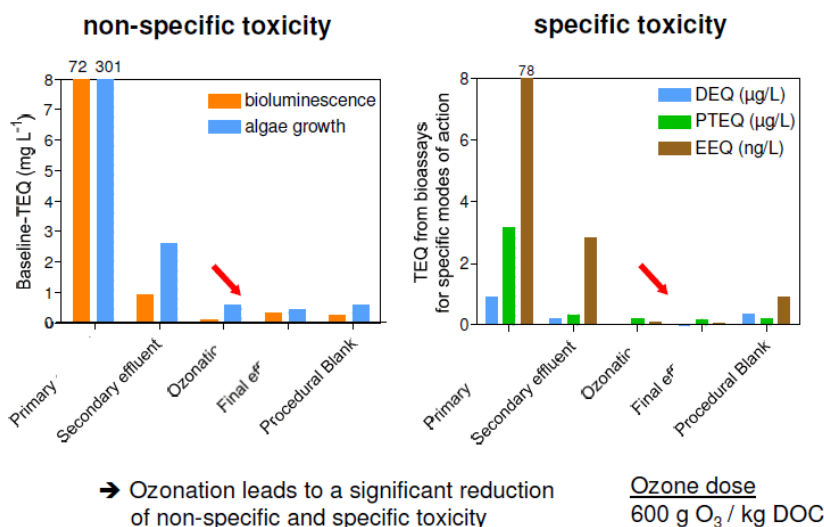


Figur 26. Eliminering af en række lægemiddel- og plantebeskyttelsesmiddel rester ved forskellige ozoneringsgrader (Siegrist, 2010). Eliminerings-% er i forhold til afløb fra biologisk trin.

Det fremgår, at for de øverste 5 stoffer, sker der en >90% eliminering selv ved den laveste ozoneringsgrad på ca. 400 g O₃/kg DOC, hvorimod er der de næste 6 stoffer kun sker så stor eliminering ved den højeste O₃ dosering. For Atrazin's vedkommende er effekten begrænset. Optimering af ozoneringsgraden er en vigtig balance; ved for lav ozonering begrænses renseeffektiviteten for mikroforureningerne og ved for høj ozonering stiger el-forbruget samt dannelsen af giftige mellemprodukter, f.eks. nitrosaminer. Et niveau på 600-800 g O₃/kg DOC blev anbefalet som en generel konklusion, og det var også en klar anbefaling, at et barriere-trin (f.eks. sandfiltrering) er nødvendigt efter ozonering for at nedbryde de dannede mellemprodukter.

Ved et indhold af opløst organisk kulstof (dissolved organic carbon, DOC) på 5-10 g/m³ efter biologisk rensning og en dosering på 800 g O₃/kg DOC vil det tilsvarende elforbrug være omkring 0,06-0,13 kWh/m³ spildevand, svarende til ekstra 20-40% af elforbruget til den biologiske rensning.

Den hydrauliske opholdstid i ozoneringskammeret anbefales til 15-20 min for tørvejs-situationer og under regnvejs-situationer ca. 5 min for at undgå tab af O₃ fra reaktoren. Endvidere påpegede undersøgelserne vigtigheden af ozonerings-reaktorens udformning for at undgå kortslutningsstrømme.



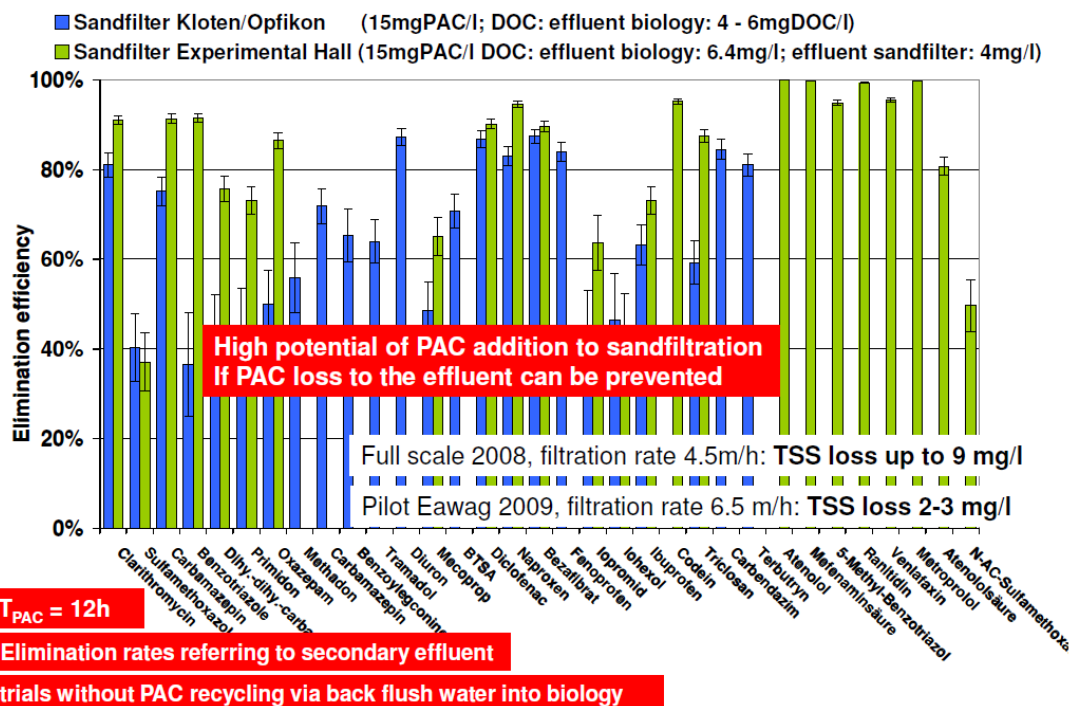
Figur 27. Reduktion i toxicitets-ækvivalenter afløb fra: primær rensning, biologisk rensning, ozonering og sandfiltrering for forskellige typer toxicitets test (Siegrist, 2010)

Resultaterne fra undersøgelserne på Regensdorf anlægget for reduktion i toxicitets-ækvivalenter viser både de store reduktioner, der forekommer ved den biologiske rensning i forhold til afløbet fra primær rensning samt den yderligere reduktion, der sker ved ozoneringen og sandfiltrering – faktisk til niveauer på og under den "rene kontrol" (Procedural Blank) for metoderne uden bidrag fra rensset spildevand. Figurens venstre side for bioluminescence (respirations-hæmning for marin bakterie) og algevækst (fotosyntese hæmning) anses for at være ret uspecifikke test, hvorimod figurens højre side baseres på mere specifikke toksiske effekter såsom plantegiftighed fra herbicider (udtrykt som DEQ (Diuron equivalents)), neurotoxicitet fra pesticider (udtrykt som PTEQ (Parathion equivalents)) og østrogen effekter (udtrykt som EEQ (Estradiol equivalents)).

Alle toxicitets-testene er udtryk for den biologiske respons fra samtlige stoffer tilstede i spildevandsprøverne (tungmetaller, organiske industri-kemikalier, lægemiddel- og plantebeskyttelsesmiddel rester, mikroplast, nanopartikler, mv.) modsat de kemiske analyser, som begrænser sig til det, der er omfattet af analyseprogrammet.

Som eksempel på opnåede resultater ved tilsætning før et sandfilter er i Figur 28 vist fjernelsesgrader for en række lægemiddel- og plantebekyttelsesmiddel rester ved henholdsvis et schweizisk fuldskala anlæg (Kloten/Opfikon (Zürich)) og et pilotskala-anlæg ved sammenlignelige drifts-betingelser, men på forskellige tidspunkter.

For de fleste stoffers vedkommende blev fjernelsesgrader på >80% opnået som følge af aktiv-kul doseringen; dette ligger udover den fjernelse der sker i renseanlæggets forudgående rensetrin.



Figur 28. Renseeffektivitet i forhold til afløbet fra biologisk trin ved aktiv kul dosering (Siegrist, 2010)

Ligesom for ozonering afhænger renseeffektiviteten af niveauet af opløst organisk kulstof. Ved niveauer på 5-10 g DOC/m³ er en passende dosering fundet til ca. 10-20 g PCA/m³. En sådan dosering øger slamproduktionen med 5 – 10%. Som en yderligere forbedring af resultaterne vist i Figur 28 blev det anbefalet, at tilbageførsel af det opsamlende aktiv kul i form af returskyllning fra sandfiltrene tilbage til det biologiske rensetrin.

Til sammenligning mellem ozonering og aktiv kul er i Tabel 8 vist opskalerede energiforbrug og omkostninger baseret på projektresultaterne. Det direkte elforbrug i renseprocessen er højere for ozonering end for aktivt kul, men det samlede energiforbrug er væsentligt højere for aktivt kul når også produktionen og transport af aktivt kul inkluderes.

Tabel 8. Resumé af energiforbrug og omkostninger ved ozonering og aktiv kul i kombination med sandfiltrering (Siegrist, 2010).

Energy and cost for Ozon and PAC

Treatment	Dosage [mg L ⁻¹]	Electrical energy [kWh m ⁻³ ww]	Primary energy [kWh m ⁻³ ww]	Annual Costs ^c	
				30'000 p.e. [€ m ⁻³ ww]	500'000 p.e. [€ m ⁻³ ww]
O ₃	3 ^a - 10	0.05 ^b - 0.15	0.15 - 0.45	0.07 ^d - 0.1	0.02 ^d - 0.03
O ₃ incl. sand filter	3 ^a - 10	0.1 - 0.2 ^e	0.3 - 0.6	0.15 ^d - 0.2	0.05 ^d - 0.07
PAC	10 - 20	0.005 ^f	0.35 - 0.7 ^g	0.15 - 0.2	0.06 - 0.08
PAC incl. sand filter	10 - 20	0.05 ^{e,f}	0.5 - 0.8 ^g	0.25 - 0.3	0.09 - 0.11

^a Ø Operating conditions @ WWTP Regensburg (5mg DOC L⁻¹ ≡ 600g O₃ kg⁻¹ DOC)

^b Measured @ WWTP Regensburg (production of O₃ (incl. O₂), thermal residual-O₃ destructor, control system, cooling aggregate ≡ 15kWh kg⁻¹ O₃)

^c Detailed, realistic cost study by Hunziker Ltd. (~300L c⁻¹ d⁻¹ ⇒ 100m³ c⁻¹ y⁻¹)

^d extrapolated from O₃ 5-10mg L⁻¹

^e Sand filter (experience from conventional treatment)

^f Mixing (experience from conventional treatment)

^g Primary energy consumption of PAC (no regeneration) 3.5 kg carbon needed for 1 kgPAC:
3.5kgC/kgPAC x 2.6kgCOD/kgC x 14MJ/kgCOD / 3.6MJ/kWh = 35kWh/kgPAC

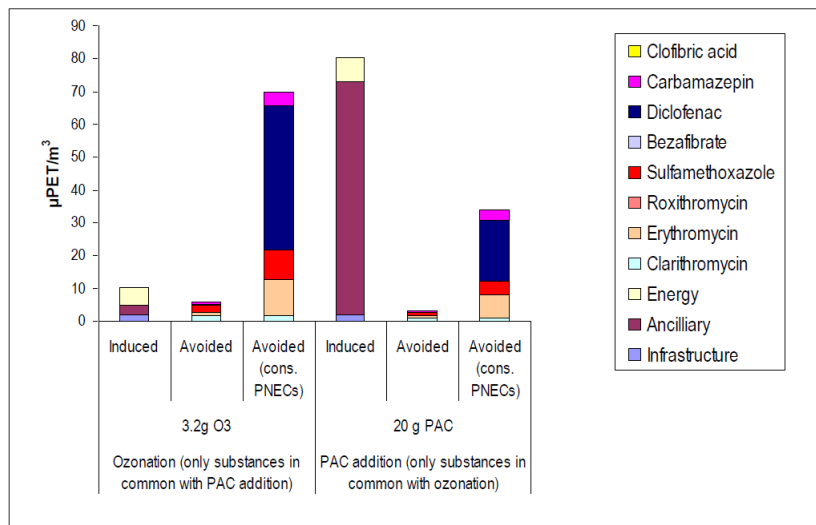
Etablering af anlæg med ozonering i kombination med sandfiltrering er efterfølgende etableret i Schweiz, og f.eks. ved renseanlægget Neugut er gennemført omfattende undersøgelser af de opnåede miljøfordele / miljøpåvirkninger, hvilket forventes rapporteret i foråret 2016 (Siegrist, 2015 -personlig kommunikation).

Som en yderligere uddybning af ressource effektivitet udtrykt ved livs-cyklus analyse (LCA) er i Figur 29 og Figur 30 vist balancen mellem inducerede og undgåede miljøbelastninger for henholdsvis ozonering og aktivt kul vurderet for 16 specifikke lægemiddel- og plantebeskyttelsesmiddel rester /4/. Der i balancerne foretaget en opsummering af effekttyper (drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, toxicitet, mv.) med ens vægtning:

- De inducerede belastninger (ulemper) er vist som bidrag fra direkte energiforbrug i renseprocessen, fra materialer ("ancillary") anvendt i processen (herunder energiforbrug til produktion og transport) og fra infrastruktur (tanke, maskineri og bygninger som afskrives med en vis levetid). Det ses, at for aktivt kul er "Ancillary" det dominerende bidrag, men for ozonering er det direkte energiforbrug det væsentligste bidrag.
- De undgåede belastninger (fordele) i forhold til direkte udledning efter biologisk rensning uden de videregående rensetrin er vist som 2 søjler, én baseret på det bedste skøn for de enkelte stoffers nul-effekt koncentrationer (predicted no-effect concentrations, PNEC) og en anden baseret på et valg af laveste PNEC værdier fundet fra litteraturen. Det fremgår at for især stoffet Dichlofenac giver det et væsentligt andet resultat for LCA-balancen.

Environmental sustainability profiles; Ozonation as compared to PAC addition to biology

(16 micropollutants (only significant ones shown); weighting factor = 1 for all impact categories)



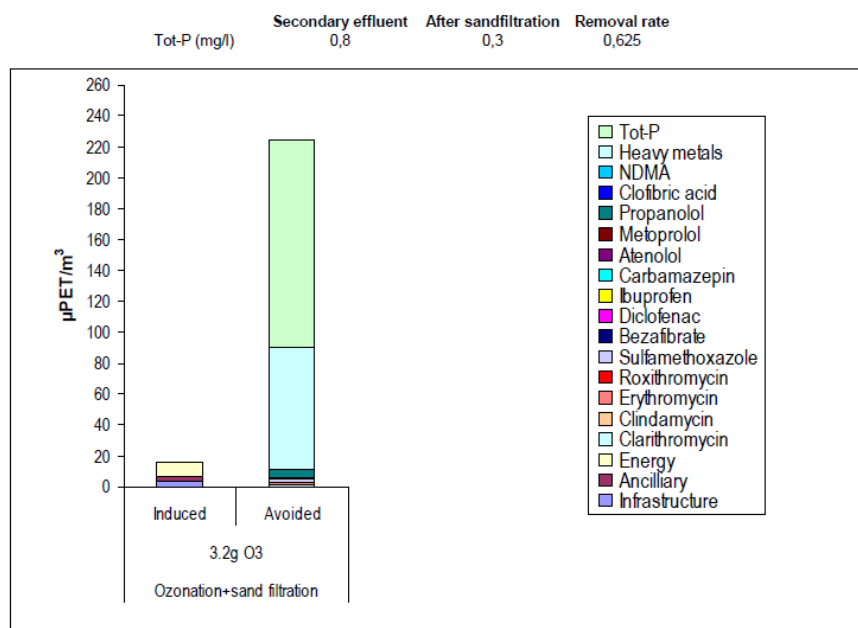
25

Figur 29. LCA Balance mellem inducerede og undgåede miljøbelastninger for ozonering og aktivt kul rensemetoder (Larsen, 2010)

Det fremgår, at vurderet ud fra fjernelsen af de 16 stoffer isoleret set er der ikke opnået nogen fordel i en LCA-balance med mindre de konservative PNEC-værdier anvendes. Dette billede ændrer sig dog, hvis øvrige fordele i form af øget fosfor og tungmetalfjernelse opnået ved sandfiltrering inddrages, som vist i Figur 30.

Environmental sustainability profiles; ozonation + sand filtration (including both metal and phosphorus removal)

(31 micropollutants + P (only significant ones shown); weighting factor = 1 for all impact categories)



28

Figur 30. LCA profil for ozonering + sandfilter (Larsen, 2010)

Der ses her en klar fordel for metoden ozonering efterfulgt af sandfiltrering, og det fremgår at billedet domineres af fordelene fra netop ekstra fjernelse af fosfor og tungmetaller, hvorimod summen af alle lægemiddelresterne giver mindre udslag i LCA-balancen.

Dette bekræfter for sandfiltreringens vedkommende det billede der fremgik af en tidligere litteratur-udredning om miljøforhold for videregående renseteknologier /5/

Såvel ozonering som aktiv kul i kombination med sandfiltrering rummer fordele og ulemper; der kan ikke gives nogen generel anbefaling om hvorvidt den ene eller anden videregående rensemetode er at foretrække og videre udvikling af teknologierne, f.eks. andre metoder til aktiv kul fremstilling kan ændre billedet for LCA-balancerne.

3.3.2 TAPES

Transnational Action Program on Emerging Substances (TAPES) /6/ projektet er gennemført under EU's INTERREG IV B program med budget på ca. 4 mio €. Projektet blev koordineret af Waternet, som er forsyningsselskabet for vandkredsløbet i Amsterdam og omegn. Projektet er afsluttet med udgangen af 2015 og har haft fokus på den mere praktiske implementering af videregående rensning for mikroforureninger set fra forsyningsselskabernes side.

Der er udarbejdet en rapport /7/ med erfarings indsamlinger, dimensionerings anbefalinger, herunder særlige arbejdsmiljø hensyn, anlægs- og driftsomkostninger, og der er udarbejdet en software-pakke som beslutnings-støtte system beregnet til simulering af enkelt-stoffer underkastet forskellige typer spildevandsrensning. Som et led i erfaringsindsamling er i Tabel 9 vist en oversigt for anlæg, som allerede er i drift, under konstruktion eller er i dimensioneringsfase i 2 tyske delstater og i Schweiz.

Tabel 9. Overblik for etablerede og planlagte fuldskala anlæg og stor pilotskala (> 200 m³/h) med videregående rensning for mikroforureninger i 2 tyske delstater og i Schweiz. Status pr. januar 2015. (Kilde: TAPES projekt)

	Implemented	Under construction	Under design	Plant size / Design capacity [p.e.]	Technology	Treated amount of wwtp effluent
WWTP in North Rhine-Westphalia						
Aachen-Soers			x	480.000	Ozone	-
Bad Sassendorf	x			13.000	Ozone	Q _{max} = 300m ³ /h
Bad Oeynhausen	x			78.500	GAC	Q _{max} = 370m ³ /h
Barntrup	x			12.000	PAC	Q _{max} = 300m ³ /h
Detmold	x			135.000	Ozone	Q _{max} = 300m ³ /h
Duisburg Verlinden	x			30.000	Ozone	Q _{max} = 400m ³ /h
Dülmen		x		55.000	PAC	-
Espelkamp			x	33.000	Ozone	-
Gütersloh	x			150.600	GAC	Q _{max} = 840 m ³ /h
Harsewinkel			x	570.000	-	Q _{max} =300m ³ /h
Neuss Ost			x	280.000	-	-
Obere Lutter	x			380.000	GAC	Q _{max} = 960 m ³ /h
Rietberg		x		46.500	GAC	Q _{max} = 360 m ³ /h
Rheda			x	94.000	Ozone	Q _{max} = 1000 m ³ /h
Schwerte	x			50.000	Ozon / PAC	Q _{max} = 1100 m ³ /h
Warburg		x		70.000	Ozone	-
WWTP in Baden-Württemberg						
Albstadt	x			125.000	PAC	Q _{max} = 3500 m ³ /h
Büsnau		x		9.680	GAC	Q _{max} = 70 m ³ /h
Emmingen-Liptingen	x			7.500	GAC	Q _{max} = 70 m ³ /h
Freiburg			x	600.000	-	-
Hechingen	x			57.200	PAC	Q _{max} =1440 m ³ /h
Karlsruhe			x	700.000	PAC	-
Kressbron	x			24.000	PAC	Q _{max} = 900 m ³ /h
Lahr	x			100.000	PAC	Q _{max} = 1260 m ³ /h
Laichingen		x		35.000	PAC	Q _{max} = 540 m ³ /h
Lautingen		x		36.000	PAC	Q _{max} = 800 m ³ /h
Mannheim	x			725.000	PAC	Q _{max} = 1100 m ³ /h Future Q _{max} = 5400 m ³ /h
Öhringen			x	46.000	PAC	-
Ravensburg	x			184.000	PAC	Q _{max} = 4000 m ³ /h
Sindelfingen	x			250.000	PAC	Q _{max} = 4000 m ³ /h
Stockacher Aach	x			43.000	PAC	Q _{max} = 900 m ³ /h
Stuttgart Mühlhausen			x	1.200.000	-	-
Ulm (Steinhäule)		x		440.000	PAC	Q _{max} 5000 m ³ /h Future Q _{max} 9400 m ³ /h
Wendlingen			x	170.000	PAC	-
Westerheim			x	5.500	GAC	-
WWTP in Switzerland						
Dübendorf (Neugut)	x			105.000	Ozone	Dry weather avg: 950 m ³ /h Rainweather avg: 1900 m ³ /h

Som det fremgår, anvender adskillige tyske anlæg allerede aktiv kul rensning, enten som granuleret (GAC) eller i pulverform (PAC). Der findes også en del anlæg med ozonering udover fuldskala anlægget Neugut i Schweiz. Ifølge sagens natur udleder alle disse anlæg til indlands-recipienter floder/søer.

I Tabel 10 er vist generelle designkriterier anvendt i Tyskland og Schweiz for enhedsoperationer

Tabel 10. Generelle designkriterier anvendt i Tyskland og Schweiz for videregående rensning for mikroforureninger. (Kilde: TAPES projekt)

Subject	Unit	Value
<i>Ozonation</i>		
Dosage ozone	g O ₃ / g DOC	0.6 – 0.9
Dosage ozone	mg O ₃ /l*	4 – 14
Hydraulic Retention Time Contact Tank	minutes	15 - 30 (reactor 10-25 min; Removing remaing ozone 5 min)
Power consumption	kWh/kg O ₃ * h	10
Power consumption	W/treated m ³	45
<i>PAC</i>		
Dosage PAC	g PAC/ g DOC	0.7 – 1.4
Dosage PAC	mg PAC/l*	10-20
Dosage coagulant	mg/l	4 - 6
Dosage polymer	mg 100% _{active} /l	0,2 - 0,3
Hydraulic Retention Time Contact Tank	minutes	30 - 40
Surface load settler	m/h	2,0
Recycle factor PAC	-	0,5 – 1,0
Power consumption	W/treated m ³	45
<i>Sandfiltration after ozonation or PAC</i>		
Upflow velocity	m/h	12
Backwash water	% of incoming flow	5-10
Power consumption	W/treated m ³	15
<i>GAC</i>		
Empty Bed Contact Time	min	20 - 40 minutes
Upflow velocity	m/h	6 - 10
Backwash water	% of incoming flow	5 - 15
Power consumption	W/treated m ³	40
Replacement coal	-	After 7.000 – 15.000 bedvolumes (standing time 4 months - 1 year)

* Based on Dissolved Organic Carbon in wwtp effluent of 7 - 15 mg/l

Baseret på disse designkriterier samt en række økonomi-forudsætninger er der beregnet forventede omkostninger svarende til hollandske scenarier. Disse er vist i Tabel 11

Tabel 11. Samlede omkostninger i €/m³ biologisk rensat spildevand svarende til hollandske scenarier. Antaget indhold af opløst organisk stof er 7-15 mg DOC/m³. (Kilde: TAPES projekt).

Capacity wwtp ->	20.000 p.e. 150 g TOD	100.000 p.e. 150 g TOD	300.000 p.e. 150 g TOD
Ozonation + sand filtration	€ 0,22 ± € 0,04	€ 0,18 ± € 0,03	€ 0,16 ± € 0,03
PAC + sand filtration	€ 0,26 ± € 0,04	€ 0,20 ± € 0,03	€ 0,18 ± € 0,03
GAC	€ 0,29 ± € 0,04	€ 0,27 ± € 0,04	€ 0,26 ± € 0,04

Referencer

- /1/ EU Project Neptune hjemmesiden, <http://www.eu-neptune.org/index> EN
- /2/ EU Project Neptune hjemmesiden, <http://www.eu-neptune.org/Worksop/index> EN
- /3/ EU Project Neptune hjemmesiden, http://www.eu-neptune.org/Worksop/03_Siegrist_Ozonation_and_PAC.pdf
- /4/ EU Project Neptune hjemmesiden, http://www.eu-neptune.org/Worksop/06_Larsen_ecotoxicity_and_LCA.pdf
- /5/ DANVA Forsknings- og Udredningsprojekt nr. 2
http://orbit.dtu.dk/files/7645037/Vldereg_ende_renseteknologier.pdf
- /6/ TAPES hjemmesiden, <http://www.tapes-interreg.eu/>
- /7/ TAPES hjemmesiden, <http://www.tapes-interreg.eu/uploads/Costs%20of%20removal%20of%20micropollutants%20from%20effluents%20of%20municipal%20wastewater%20treatment%20plants.pdf>

4 Vurderingstabel

I nedenstående tabel er det forsøgt at sammenligne 6 kombinations teknologier til fjernelse af miljøfremmede stoffer.

Dette vil give mulighed for den enkelte forsyning at fokusere på færre teknologier ud fra de prioriteringer og mål der er udpeget som vigtige.

Der er udvalgt de kombinationer der betragtes som mest oplagte til tertiær behandling under danske forhold.

Teknologierne er sammenlignet på 7 parametre, ikke som et absolut, men på en relativ facon dvs. det er tænkt kvalitativt i forhold til hinanden. Vurderingen er uvidenskabelig og baseret på den viden vi har fra tidligere og har opbygget i projektet.

Anskaffelse dækker investeringer til maskiner, anlæg mv.

Driftstimer er den indsats der kræves for at drive og vedligeholde et anlæg.

Energiforbrug er med fokus på elektricitets forbrug.

Installation af yderligere behandlingstrin vil øge energiforbruget på et renseanlæg, typisk med 5-30%. Det kan i værste fald blive mere efter anlæggets størrelse, spildevandskvalitet og den valgte fremgangsmåde. På det individuelle renseanlæg niveau resulterer ozon i den største stigning i energiforbruget.

Kemikalier omfatter de hjælpestoffer der skal anvendes i processerne. Her er især tale om aktivt kul og for nogle anlæg vedkommende oxidative kemikalier (fx brintoverilte)

Restudledning er et mål for hvor godt anlægget virker på miljøfremmede stoffer som gennemsnit. Der vil være store variationer på hvor godt det virker på forskellige typer af MFS, men alligevel er her forsøgt med en generel betragtning. Det er vigtigt at forstå at markeringerne er opført som det *omvendte* af fjernelses graden. Dvs. at lav betyder at det er godt (der fjernes meget MFS og udledes lidt).

Pladskrav angivet relativt footprint for det givne anlæg.

CO2 effekt angiver hvor kraftigt anlægget påvirker renseanlæggets CO2-balance. Det hænger typisk tæt sammen med energiforbruget, da ingen af anlæggene vil producere væsentlige mængder drivhusgas.

Vurderingsskema for seks kombinationer af teknologier til fjernelse af MiljøFremmede Stoffer

		Omkostning		Ressourcer		Effekt		
	Konfiguration	Anskaffelse	Driftstimer	Energi forbrug	Kemikalier	Pladskrav	Rest- udledning	CO2 effekt
1	Ozon + Sandfilter	M	M	H	L	H	L	H
2	MBR+Ozon+ PAC	H	H	H	M	M	L	H
3	Biologisk' PAC	L	H	L	M	L	H	L
4	HYBAS (MBBR+AS)	M	L	M	L	M	M	L
5	Membran (RO eller UF)	H	M	M	L	M	M	M
6	UV + Oxidant	M	H	H	H	L	H	M
		kr	Mande timer	El / kWh	t/m ³	m ²	omvendt af fjernelsesgrad	øget udledning

L = Lav

M = Mellem

H = Høj

I alle kolonner er LAV ønskværdigt

3.3 Obligatory biotests

3.3.1 *Vibrio fischeri* luminescent bacteria test

Vibrio fischeri tests were performed by project partner Finnish Environment Institute (SYKE). Tests were performed according to the ISO 11348-3 standard. Standard describes a method for determining the inhibition of the luminescence emitted by the marine bacterium *Vibrio fischeri* (NRRL B-11177). Method is using freeze-dried bacteria.

This method is applicable to waste water, aqueous extracts and leachates, fresh water (surface and ground water), sea and brackish water, eluates of sediment (freshwater, brackish and sea water), pore water and single substances, diluted in water.

Test time for all samples was 30 minutes.

3.3.2 *Daphnia magna* acute toxicity

Tests were performed by EMI according to ISO 6341 standard. This standard describes a method for the determination of the acute 24-h and 48-h toxicity to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) of chemical substances which are soluble under the conditions of the test, or can be maintained as a stable suspension or dispersion under the conditions of the test; industrial or sewage effluents, treated or untreated, after recantation, filtration or centrifugation if necessary; surface or ground waters.

Daphthoxkit™ test-kits were provided by Microbiotests Inc. This kit-test makes use of the dormant *Daphnia* eggs (ephippia). Hatching of the ephippia was initiated 3 days prior to the start of the toxicity test at $21 \pm 1^\circ \text{C}$, under continuous illumination of at least 6000 lux. At the start of the tests the neonates were not older than 24 hours. Neonates were fed 2 hours before the tests with microalgae. Animals were not fed during the test. Testing was performed in darkness. Standard freshwater was used for *Daphnia* hatching and effluent dilutions.

The standard procedure for effluent tests recommends the concentrations 100%, 50%, 25%, 12,5% and 6,25%, but since the first two rounds of samples were nontoxic, the lowest concentration (6,25%) was replaced with 75% to obtain more effect. The effluent samples collected after September 2009 were tested with such modification.

Effluent effect on *Daphnia* was registered after 24h and 48h. The EC50 values were calculated using online calculator BioDataFit 1.02 (<http://www.changbioscience.com/stat/ec50.html>).

3.3.3 Algae growth inhibition test

Algae tests were performed by EMI according to the standard ISO 8692 using the Algaltoxkit F™ provided by Microbiotests Inc. This standard specifies a method for the determination of the growth inhibition of unicellular green algae by substances and mixtures contained in water or by wastewater.

A 72h algal growth inhibition test was performed in long cell test vials, with *Pseudokirchneriella subcapitata* de-immobilized from algal beads. Algae were incubated at $22 \pm 1^\circ \text{C}$ at constant sideways illumination of 10000 lux. The measurement of algal growth in the long cells was carried out after 24h, 48h and 72h incubation with spectrophotometer LIBRA S32 BIOCHROM.

BILAG 2

Resultater fra søgninger via IPChem

Eksempler på informations-søgninger via IPChem:

(<https://ipchem.jrc.ec.europa.eu/RDSIdiscovery/ipchem/index.html>)

The screenshot shows the IPChem website homepage. At the top, there is a navigation bar with links for 'Contact', 'Search', and 'Legal notice', and a language selector set to 'English (en)'. Below this is the European Commission logo and the title 'Information Platform for Chemical Monitoring data' with the tagline 'Enhancing access to chemical data'. A breadcrumb trail reads 'EUROPEAN COMMISSION > JRC > IPChem'. A row of icons includes a menu, help, login, search, shopping cart, and a globe. A 'Login' button and the 'IPChem' logo are also present. The main text describes IPChem as a single access point for discovering chemical monitoring data collections managed by the European Commission, Member States, and international/national organizations. It aims to support a coordinated approach for collecting, storing, accessing, and assessing data related to chemicals and mixtures. A quote from an EC Communication is included: "This would help identify links between exposure and epidemiological data in order to explore potential biological effects and lead to improved health outcomes". It also states that IPChem is a de-centralised system providing remote access to existing information systems and data providers. A 'Show more >>' link is provided. Below this is a search bar with the text 'Search Chemical Monitoring Data'. The section '4 Modules' is highlighted, showing four categories: 'Human Biomonitoring Data' (with an image of a person), 'Environmental Monitoring Data' (with an image of a river), 'Food and Feed Monitoring Data' (with an image of a supermarket aisle), and 'Product and Indoor Air Data' (with an image of a house). On the right, there is a 'Stay updated - Pilot' section with the ENM logo and a news snippet about Africa's economy and clean power supply in Zimbabwe (benzene), dated 11/30/2015 - 14:53.

Information Platform for Chemical Monitoring data
Enhancing access to chemical data

EUROPEAN COMMISSION > JRC > IPChem

IPChem - the Information Platform for Chemical Monitoring is a single access point for discovering chemical monitoring data collections managed and available to European Commission bodies, Member States, international and national organisations and researchers.

The Platform aims to support a more coordinated approach for collecting, storing, accessing and assessing data related to the occurrence of chemicals and chemical mixtures, in relation to humans and the environment. "This would help identify links between exposure and epidemiological data in order to explore potential biological effects and lead to improved health outcomes" [EC Communication "The combination effects of chemicals – Chemical mixtures" (COM/2012/0252 final)].

IPChem is designed and implemented as de-centralised system, providing remote access to existing information systems and data providers.

Show more >>

Search Chemical Monitoring Data

IPChem allows to search and access data related to **4 Modules**

- Human Biomonitoring Data
- Environmental Monitoring Data
- Food and Feed Monitoring Data
- Product and Indoor Air Data

Stay updated - Pilot

ENM

Africa Economy: Chinese companies take lead in developing clean power supply in Zimbabwe (benzene)
11/30/2015 - 14:53

Africa Economy: Chinese companies take lead in developing clean power supply in

Under "Search Chemical Monitoring Data" indtastes enten stof-navn eller Chemical Abstract Service (CAS) nr. Her er som eksempel valgt "nonylphenol".

EUROPEAN COMMISSION > JRC > IPChem

Search Chemical:

Refine by module and media (optional)

by media (optional)
 You are searching...
 Chemical name: nonylphenol

Country (you must select one or more countries):
 Select Aggregated Countries

displaying 1 to 5 out of 5 results
 < 1 >

	WFD - Database of revised priority substances under the Water Framework Directive DG Environment ☒ Metadata Info Chemical Name: nonylphenol CAS Number: 25154-52-3 Media: Biota (Animals), Water (Surface Water), Water (Sediment in Water) Data Access: Restricted Owner Environmental
	FATE - JRC FATE Monitoring Database on Occurrence and Levels of Chemical Contaminants Joint Research Centre (JRC), Institute for Environment and Sustainability (IES) ☒ Metadata Info Chemical Name: nonylphenol CAS Number: 84852-15-3 Media: Waste (Treated Biowaste), Water (Surface Water) Data Access: Restricted Owner Environmental
	WATERBASE-RIVERS - Waterbase - Rivers (hazardous substances) European Environment Agency (EEA) ☒ Metadata Info Chemical Name: nonylphenol CAS Number: 25154-52-3 Media: Water (Surface Water) Data Access: Public Environmental
	WATERBASE-LAKES - Waterbase - Lakes (hazardous substances) European Environment Agency (EEA) ☒ Metadata Info Chemical Name: nonylphenol CAS Number: 25154-52-3 Media: Water (Surface Water) Data Access: Public Environmental
	WATERBASE-TCM - Waterbase - Transitional, Coastal, Marine (hazardous substances) European Environment Agency (EEA) ☒ Metadata Info Chemical Name: nonylphenol CAS Number: 25154-52-3 Media: Water (Sediment in Water), Water (Surface Water) Data Access: Public Environmental

Resultat oversigten lister hvilke af de inkluderede databaser vedr. kemikalie monitoring, der indeholder data for det aktuelle stof og i hvilke monitoringsmedier. Samtidigt vises hvilke af disse databaser, der har begrænset adgang og hvilke, der har offentlig (Public) adgang – i dette tilfælde 3 fra Waterbase for henholdsvis Rivers, Lakes og Transitional, Coastal, Marine, som alle administreres af Det Europæiske Miljøagentur (EEA).

Såfremt man er interesseret i data fra monitoring i miljøet skal der først vælges på kortet for hvilke lande, der skal inkluderes data. Her er valgt EU28, altså alle EU medlemsstater. Herefter fremkommer der små pile-ikoner ud for de tilgængelige databaser.

WATERBASE-RIVERS

Data Access: Public

Waterbase - Rivers (hazardous substances)
[Click HERE to start bounding](#)

Water Category

Analysed Fraction

Statistic Name

You are searching:

Chemical name :

CAS : 25154-52-3

Media : none

Country : Austria, Belgium, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Czech Republic, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom

Filter by concentration range:

Exclude Non-Detects:

Exclude QA Issues:

[Show sample sites by page](#)
[Show all sample sites](#)

Pick Row(s) or Request Table Processing										Request Table Processing	
☐	Location	Sample Source ▲	Sampling Date	Conc. Value ▼	Unit of Measure	LOD	LOQ	Media/Setting	Level of Aggregation		
☐	Country: Germany Position: exact	Code: DE_RV_BW01	2010	0.0055	µg/l		0.011	Media: Water (Surface Water)	Statistic Name: Mean Aggregation Period: year Number of Samples: 4 Samples Below LOQ: 3	 	

Showing 1-10 of 891

Side 59 af 64

Kortet er interaktivt, så man kan zoome ind og ud samt se oplysninger om de enkelte målestationer ved at klikke på dem individuelt. Derudover kan man i den underliggende tabel se et resume af de tilhørende dataværdier, og man kan udvælge data for yderligere statistisk præsentation. Man kan f.eks. vælge op til 500 tabelrækker; ved øverst i tabellen at afmærke "location" kan alle rækkerne medtages til nøjere præsentation ved i tabellens øverste højre hjørne at klikke på "request table processing" / "pick xx rows". Når operationen er udført viser indkøbskurven på sidens top et antal svarende til de bestilte data udtræk.



Ved klik på ikonet for indkøbskurven fås en tabel med udvidede oplysninger for de valgte stationer og år. I nedenstående er vist et sådant udsnit for udvalgte kolonner; der er flere kolonner i data udtrækket end de nedenfor viste.

Your Basket

Search: Show 10 entries

	Chemical name	CAS	Country	Database	Criteria	Status	Viewer
1	☒ nonylphenol	25154-52-3	Austria, Belgium, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Czech Republic, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom	WATERBASE-RIVERS		ready (pick)	

Showing 1 to 1 of 1 entries

Waterbase - Rivers (hazardous substances)

European Environment Agency (EEA) Metadata Info

Picked Measures PDF

Show/Hide Columns Search: Show 10 entries

Chemical Name	Sample Source Code	Concentration Value	Unit of Measure	Sampling Date	Statistic Name	Aggregation Period	Number of Samples	Samples Below LOQ	Standard Deviation	Catchment Area [km2]
nonylphenol	ES_RV_ESRW.10.070	0.2183	µg/l	2010	Mean	year	2	null	0.2852	259.11
nonylphenol	ES_RV_ESRW.17.120	0.1234	µg/l	2010	Mean	year	2	null	0.1508	275.08
nonylphenol	FR_RV_01001122	0.05	µg/l	2008	Mean	year	6	6	0	767.269
nonylphenol	FR_RV_01001122	0.124167	µg/l	2007	Mean	year	12	null	0.090412	767.269
nonylphenol	FR_RV_01001336	0.091667	µg/l	2008	Mean	year	6	5	0.09317	238.239
nonylphenol	FR_RV_01001336	0.16	µg/l	2007	Mean	year	12	null	0.120069	238.239
nonylphenol	FR_RV_01001452	0.120833	µg/l	2007	Mean	year	12	null	0.096821	877.784
nonylphenol	FR_RV_01001503	0.333333	µg/l	2007	Mean	year	12	null	0.690113	49.1158
nonylphenol	FR_RV_01004000	0.2	µg/l	2008	Mean	year	6	4	0.313581	1086.34
nonylphenol	FR_RV_01004000	0.126667	µg/l	2007	Mean	year	12	null	0.090768	1086.34

I det omfang man ønsker at foretage andre bearbejdnings og præsentationer end muliggjort via IPChEM portalen, kan hele det underliggende datasæt downloades fra EEA's hjemmeside, her (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-rivers-10>)

Databaser med stof-specifikke egenskaber

Ved at klikke på ikonet med den lille laboratorie-kolbe ved IPCheM's database oversigt viser et pop-up vindue stoffets kemiske struktur og identifikations-koder (CAS nr. og InChIKey) ligesom der listes udvalgte kemikalie portaler / databaser med omfattende karakteristika for det givne stof.

STRUCTURAL INFORMATION AND PROPERTIES ✕

Chemical Name: nonylphenol

CAS Number: 25154-52-3

InChIKey: XPCLSVISJWLKJE-UHFFFAOYSA-M

Links provided by ECHA

[➤ eChemPortal](#)

Links provided by ChemAgora

[➤ ChEBI](#)

[➤ PubChem](#)

[➤ ChELIST](#)

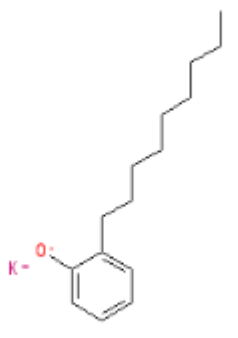


Image Source: NCI/CADD CIR

Via "eChemPortal" fra det Europæiske Kemikalie Agentur (ECHA) gives der overblik over databaser eller udredninger, der indeholder data om det valgte stof.

Number	Name	Remark	Level	Result	Source
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				EnviChem
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				J-CHECK
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				ACToR
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				US EPA SRS
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				GHS-J
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				JECDB
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				GDL
25154-52-3 (CAS Number)	Nonylphenol (Unknown)				GSBL

Number	Name	Remark	Level	Result	Source
25154-52-3 (CAS Number)	Phenol, nonyl- (Unknown)				CCR
25154-52-3 (CAS Number)	Phenol, nonyl- (Unknown)				US EPA SRS
25154-52-3 (CAS Number)	Phenol, nonyl- (Unknown)	Priority Substance List Assessment Report			CESAR
25154-52-3 (CAS Number)	Phenol, nonyl- (Unknown)				SPIN
25154-52-3 (CAS Number)	Phenol, nonyl- (Unknown)				OECD HPV

Eksempler på oversigter for databaser for nonylphenol. Ved klik på ikonet i Result-kolonnen kommer man direkte til afsnittet for nonylphenol i den tilhørende database. Disse spænder vidt og har hver deres profil; eksempelvis er EnviChem kortfattet og dataorienteret, hvorimod

CESAR er en konkret rapport-udredning om nonylphenol, inkluderende oversigtstabeller, f.eks. for forekomst i spildevand og i vandmiljøet.

Aerobic degradation in water :

No aerobic degradation in 135 hours (1 mg/l) in household waste water whereas 45 % degradation occurred in the same time period in industrial waste water (Gaffney 1976).

Total degradation in water :

Biodegradation:
(CAS 25154-52-3)
0% by BOD
period: 14d
substance: 100 mg/l
sludge: 30 mg/l
(MITI 1992)

Ready biodegradability :

Confirmed to be non-biodegradable (Anon. 1987).

Other information of degradation :

Adaptation of microorganism flora is needed (Gaffney 1976).

After adaption (43 days) in Modified Sturm test: 56 % aerobic degradation in 20 days, 78 % in 40 days (Schöberl 1985).

No anaerobic degradation (Gieger et al. 1984).

Bioconcentration factor, fishes :

100	carp, Kawasaki 1980
--	
75	75-280, 4d, salmon,
280	McLeese et al. 1981
--	
2.5	2.5 - 3.3, 8w, Cyprinus carpio, conc 0.1 mg/l,
3.3	CAS 25154-52-3
0.9	0.9 - 2.2, 8w, Cyprinus carpio, conc 0.01 mg/l,
2.2	MITI 1992

Other information of bioaccumulation :

Confirmed to be non-accumulative or low accumulative (Anon.1987).

Bioconcentration factor (mollusca):
1.4-13, 4d, Mytilus (McLeese et al. 1980).
3000, mussel (Ekelund et al. 1988).

Eksempel på kortfattet data-orienteret oversigt for nonylphenol fra databasen EnviChem (http://www.ymparisto.fi/scripts/Kemrek/Kemrek_uk.asp?Method=MAKECHEMdetailsform&txtChemId=1399) fra det finske miljøinstitut (SYKE). Data for nedbrydelighed og giftighed kan være nyttige ved vurdering af i hvilken grad et givet stof kan tillades tildelt et renseanlæg.

TABLE 5 Ranges of concentrations of NPEs in the Canadian environment (total number of sites, total number of samples)

Environmental compartment	Site type		NP	NP1EO	NP2EO	NP3-17EO	NP1EC	NP2EC
Effluents (µg/L)	Textiles	untreated	2.68-13.33 (2,5)	37.17-257.09 (2,5)	106.31-591.98 (2,5)	798.42-8811.24 (2,5)	<0.45 (1,2)	<0.45 (1,2)
		on-site secondary treatment	0.09-3.56 (2,4)	1.12-4.10 (1,2)	0.93-3.92 (1,2)	2.07-315.45 (2,3)	0.74-5.2 (2,4)	<0.45-55.13 (2,4)
		going to MWWTP	0.23-25.62 (9,14)	0.74-69.15 (10,14)	0.64-284.51 (10,14)	50.18-5767.65 (10,14)	<0.45-1.90 (5,7)	<0.45-2.80 (5,7)
	Pulp and paper	prior to 1998	<0.02-26.20 (14,33)	<0.02-3780.00 (13,32)	<0.02-67.84 (14,33)	-	-	-
		after 1998	<0.10-4.3 (19,19)	<0.10-6.90 (3,3)	<0.10-35.60 (3,3)	5.90-28.80 (3,3)	<1.00-10.13 (15,15)	<1.00-32.32 (15,15)
	MWWTP	primary	<0.02-62.08 (8,21)	0.07-56.13 (10,26)	0.34-36.33 (10,26)	4.81-735.20 (8,22)	1.17-11.00 (3,7)	1.01-5.20 (3,7)
		secondary	0.12-4.79 (21,54)	<0.02-43.37 (20,46)	<0.02-32.62 (20,46)	1.00-52.82 (16,36)	2.15-74.97 (14,34)	2.15-45.40 (14,34)
		tertiary	<0.02-3.20 (7,37)	0.30-26.4 (7,37)	0.25-12.45 (7,37)	0.40-18.00 (6,35)	2.15-48.58 (6,34)	2.15-59.46 (6,34)
		lagoon	0.75-2.15 (5,5)	0.34-0.90 (5,5)	0.03-0.90 (5,5)	1.00-2.10 (4,4)	2.15-2.6 (4,4)	2.15-3.00 (4,4)
Aquatic (µg/L)	Rivers		<0.02-4.25 (25,90)	<0.02-2.30 (12,51)	<0.02-2.45 (12,51)	0.11-17.56 (3,27)	0.44-3.17 (1,37)	0.81-4.30 (1,37)
	Lakes		<0.02-0.06 (5,5)	<0.02-5.07 (4,4)	<0.02 (4,4)	-	-	-
	Harbours		<0.02-0.98 (12,31)	<0.02-10.29 (12,26)	<0.02-10.43 (12,26)	-	-	-
Benthic (µg/g)			<0.02-72.20 (23,58)	<0.02-38.12 (6,14)	<0.02-6.02 (6,14)	0.02-0.17 (1,4)	-	-
Soil/sludge (µg/g)			0.74-1260 (30,107)	2.90-1825.29 (28,90)	1.52-297.21 (28,90)	0.43-215 (28,90)	<0.30-8.70 (17,66)	<0.30-26.0 (17,66)

Eksempel på en tabel oversigt for forekomst af det valgte stof nonylphenol (NP) i en rapport-udredning.

Kilde: Priority Substances list assessment report, Nonylphenol and its Ethoxylates; Environment Canada, Health Canada, April 2001 (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/nonylphenol/nonylphenol-eng.pdf)

Som sidste eksempel kan man i databasen SPIN, baseret på de nordiske Produktregistre se opdaterede indeks-baserede oversigter relateret til brugen af det givne stof.

SPIN Exposure Toolbox

Exposure information based on data from the Nordic product registers

Help

Index categories

Country	Latest year	Quantity index (QI)	Use Index (UI)						Range of Use (RoU)	Article Index (AI)
			Surface water	Air	Soil	Waste water	Consumer	Occu-pational		
		Max 5	Max 5	Max 5	Max 5	Max 5	Max 5	Max 5	Max 5	Max 3
DK	2013	4	4	4	4	5	5	5	5	3
NO	2013	3	3	3	4	4	5	5	3	3
SE	2013	3	4	3	4	3	4	5	4	3

Parameter	Symbol	Value	Explanation
	<i>blank</i>		The substance is not registered in the country, or no data calculated
Use Index	3	3	One or several uses indicate a potential exposure
	4	4	One or several uses indicate a probable exposure
	5	5	One or several uses indicate a very probable exposure
	0, 1 or 2	0-2	The registered use do not indicate direct exposure*
Range of Use	1	1-3	Very narrow range of applications
	2	4-10	Narrow range of applications
	3	11-32	Intermediate range of applications
	4	33-100	Wide range of applications
	5	>100	Very wide range of applications
Article Index	1	≤0.25	One or several uses indicate a potential use in article productions
	2	≤0.5	One or several uses indicate a probable use in article productions
	3	≤1	One or several uses indicate a very probable use in article productions

* Note that registered Use Categories do not include all potential uses of the chemical and possibility for direct exposure can therefore not be excluded.

Eksempel, som viser at nonylphenol, især i Danmark er meget bredt anvendt og at mange typer af anvendelser tyder på påvirkning af både spildevand, overfladevand, forbrugere og arbejdsmiljø (<http://fmp.spin2000.net/fmi/xsl/spin/SPIN/maininfo.xsl?-db=SPINstof&casnr.op=eq&casnr=25154-52-3&-max=1&-lay=SPINnavn&-find>).

Fra SPIN databasen kan også vises udvikling i produktion

og antal kemikalier, som stoffet indgår i, for de nordiske lande

(<http://sql.spin2000.net/ReportServer/Pages/ReportViewer.aspx?%2fReport+Project1%2fSPINuseTotal&Casnr=25154523&rs:Command=Render>).

