

# Regnbetingede udløb fra kloaksystemer

Et litteraturstudium over danske og udenlandske  
erfaringer

Torben Larsen  
Aalborg Universitet

Ole Neerup-Jensen  
Hedeselskabet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b>Forord</b> .....	
<b>Sammenfatning og konklusioner</b> .....	
<b>Summary and conclusions</b> .....	
<b>1 INTRODUKTION</b> .....	<b>15</b>
1.1 REGN.....	16
1.2 AFLØBSSYSTEMET.....	17
1.3 KARAKTERISERING AF OVERLØBSVAND .....	19
1.4 OPGØRELSE FRA 1997 .....	21
<b>2 EFFEKTER AF REGNBETINGEDE UDLØB</b> .....	<b>23</b>
2.1 FYSISKE EFFEKTER .....	25
2.1.1 Oversvømmelse .....	25
2.1.2 Erosion.....	26
2.2 ÆSTETISKE EFFEKTER.....	27
2.3 HYGIEJNISKE EFFEKTER.....	27
2.4 NÆRINGSSALTE .....	29
2.5 BIOLOGISKE EFFEKTER .....	29
2.5.1 Fysiske årsager.....	29
2.5.2 Reduktion af iltkoncentrationen i recipienten .....	29
2.5.3 Effekter fra ammonium og svovlbrinte.....	35
2.5.4 Indvirkning på fisk og smådyrfauna.....	35
2.5.5 Toksiske effekter af miljøfremmede stoffer.....	37
2.6 OPSUMMERING AF EFFEKTER.....	40
<b>3 PRAKSIS I ANDRE VESTLIGE LANDE</b> .....	<b>43</b>
3.1 RECIPIENT KVALITETSPLANLÆGNING MED HENSYN TIL REGNBETINGEDE UDLØB.....	45
3.2 REGLER, NORMER OG VEJLEDNINGER FOR REGNBETINGEDE UDLØB .....	45
3.2.1 Opbygningen af retningslinierne for Ontario, Canada.....	47
3.2.2 Generel opbygning for retningslinier i USA .....	49
3.2.3 Retningslinier for andre lande .....	50
3.3 FORMELLE PRAKSIS .....	50
<b>4 FORANSTALTNINGER TIL BEGRÆNSNING AF FORURENING FRA REGNBETINGEDE UDLØB</b> .....	<b>51</b>
4.1 LOKAL NEDSIVNING.....	51
4.2 BIOLOGISK FILTRERING.....	51
4.3 OVERLØBSBYGVÆRKER .....	52
4.3.1 Overløbsbygværker med høj overløbskant.....	52
4.3.2 Hvirvelseparator .....	52
4.3.3 Riste.....	55
4.4 BASSINER .....	55
4.4.1 Tørre bassiner .....	56
4.4.2 Våde bassiner .....	57
4.5 RENSNING AF OVERLØBSVANDET .....	58
4.5.1 Flokkulering og sedimentation.....	58
4.5.2 UV og kloring mm. ....	59
4.6 SANDEFILTRE .....	60
4.7 SAMMENFATNING.....	60
<b>5 LITTERATUR</b> .....	<b>63</b>



# Forord

Denne rapport er fremkommet som et samarbejde mellem Miljøstyrelsen i Danmark og Aalborg Universitet.

## *Formål*

Projektets hovedformål har været at indsamle og bearbejde den nyeste viden, nationalt såvel som internationalt, indenfor området regnbetingede udløb. Dette er gjort gennem et udvidet litteraturstudium af publiceret og ikke publiceret litteratur.

Litteraturstudiet kan inddrages i følgende 3 hovedområder:

## *Rapportens indhold*

1. Effekter af regnbetingede udløb
2. Praksis, fastsættelse af udledningstilladelser, udlederkrav i andre vestlige lande
3. Forureningsbegrænsende foranstaltninger

Projektet er udført for Miljøstyrelsen af Aalborg Universitet med Docent Torben Larsen, Aalborg Universitet som projektleder og Civilingeniør Ole Neerup-Jensen, Hedeselskabet som øvrig deltager.

Endvidere var Dr. Jiri Marsalek, Canada Centre for Inland Waters, National Water Research Institute, Burlington, Canada tilknyttet projektet som ekstern vejleder. Hans opgave var at overføre viden fra Canada og USA, samt at bistå med videnindsamlingen på specifikke områder.

Miljøstyrelsens ansvarlige har været civilingeniør Mogens B. Kaasgaard, Vandovervågnings- og spildevandskontoret.

## *Følgegruppen*

Til projektet har været tilknyttet en følgegruppe. Følgegruppens ansvar har været at drøfte projektplanen, vurdere resultaterne, gennemlæse og kommentere den endelige rapport. Følgende personer har deltaget i følgegruppen:

- Professor Poul Harremoës, Danmarks Tekniske Universitet
- Professor Thorkild Hvitved-Jacobsen, Aalborg Universitet
- Biolog Jens Skriver, Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg
- Docent Torben Larsen, Aalborg Universitet
- Civilingeniør Mogens Kaasgaard, Miljøstyrelsen
- Civilingeniør Ole Neerup-Jensen, Hedeselskabet

Desuden har "Udvalget vedrørende regnbetingede udløb" under Spildevandskomiteen (Ingeniørforeningen i Danmark) fungeret som baggrundsgruppe for arbejdet. Dette udvalg har ligeledes læst og kommenteret nærværende rapport.



# Sammenfatning og konklusioner

Kvaliteten i vores vandløb, søer og marine områder, er de seneste år løbende blevet forbedret. Men alligevel er de opstillede målsætninger i mange tilfælde stadig ikke opfyldt. En yderligere begrænsning af forureningen fra punktkilderne er derfor nødvendig for at vandkvalitetskravene i recipienterne kan opnås. Blandt disse punktkilder vurderes flere, at medvirke til den endnu ikke tilfredsstillende vandkvalitet. Blandt disse kilder indgår de regnbetingede udløb fra kloaksystemer.

Begrænsningerne af spildevandsudledningerne ved de kommunale renseanlæg fortsatte, i Danmark op gennem 70'erne til 90'erne, efterfulgt af tiltag til begrænsning af regnbetingede udløb fra både fælles- og separatkloakerede områder. På baggrund af den markante reduktion af forureningen fra de kommunale renseanlæg vil de andre punktkilder efterhånden kræve mere opmærksomhed, set i lyset af at kun ca. 45 % af vandløbene opfylder målsætningen i dag.

I 1997 oplyste Miljø- og Energiministeriet i Danmark, at regnbetingede udløb udgjorde ca. 8% for BOD (biologisk iltforbrug), 15% for kvælstof og 8% for fosfor af den samlede belastning fra punktkilderne.

Regnbetingede udløb fra kloaksystemer kan enten komme fra de fælles- eller separatkloakerede områder. Aflastninger fra fælleskloakerede områder indeholder ikke kun overfladevand, men er en blanding af forurening fra både kommunalt spildevand, resuspenderet kloaksediment og biofilm og overfladeafstrømning. Aflastninger fra separatkloakerede områder indeholder primært forurening fra befæstede arealer (tage, veje mm.) samt resuspenderet materiale fra rørledningerne.

Regnbetingede udløb belaster både recipienternes flora og fauna samt mennesker og dyrs sundhed. Den hygiejniske og æstetiske påvirkning begrænser mulighederne for rekreativ anvendelse af vandområderne. De forskellige typer af påvirkninger af recipienten diskuteres i denne rapport medfører miljømæssige effekter som resultat af såvel fysiske, kemiske, mikrobiologiske og biologiske processer.

Hovedformålet med dette projekt er at undersøge litteraturen omhandlende aflastninger fra regnbetingede udløb. Litteraturstudiet er inddelt i følgende 3 hovedområder:

1. Effekter af regnbetingede udløb
2. Praksis, fastsættelse af udledningstilladelser, udlederkrav i andre vestlige lande
3. Forureningsbegrænsende foranstaltninger

## Sammenfatning vedrørende effekter

### *Forøgelse af vandføringen under regn*

De fysiske effekter i vandløb kan inddeles i 2 effekter, erosion/sedimentation og oversvømmelse. En forøgelse af vandføringsvariationerne, herunder en forøgelse af de store vandføringer i forbindelse med regn, er et resultat af den forøgede urbanisering (forøget vandføring pga. mindre infiltration og større befæstede områder). Denne forøgelse i vandføring resulterer i erosion, morfologisk forandring og deraf følgende effekter på de biologiske forhold i vandløbene. Erosion er en

naturlig proces i vandløb. Naturlige og upåvirkede vandløb vil have en tendens til at indgå i en ligevægt, hvor erosions- og deponeringskræfterne er i balance. Denne balance bliver forstyrret af de regnbetingede udløb fordi erosionen forstærkes.

Flere har dokumenteret, at erosion pga. regnbetingede udløb er et generelt problem og er skyld i flere uheldige forhold. Den forøgede vandføring og transport af bundsediment skaber morfologiske ændringer i vandløbet resulterende i ændringer af tværsnittene.

Den forøgede erosion og omlejring af sedimentet påvirker bunddyrene og bevirker at vandløbet biologisk set indtræder i en tilstand, hvor en række af de mere følsomme arter enten reduceres i antal eller helt forsvinder. Disse ændringer kan være et resultat af en eller flere større aflastninger.

Der er således en række eksempler på tab af arter i vandløbenes flora og fauna pga. den øgede urbanisering. Denne forandring er i mange tilfælde irreversibel. Suspendert materiale, resuspendert af erosionen, er skyld i flere direkte og indirekte miljømæssige effekter, bl.a. reduktion af vandets sigtbarhed, tilstopning af gydebanker, påvirkning af fisks gæller og andet følsomt væv.

#### *Oversvømmelse*

Oversvømmelse i vandløb er en negativ effekt set i relation til anvendelsen af de nærliggende arealer. Generelt er oversvømmelser reduceret i danske vandløb bl. a. ved regulering af disse, og anses ikke for at være et væsentligt problem forbundet med regnbetingede udløb, men kan dog forekomme i mindre vandløb.

I miljømæssig sammenhæng er oversvømmelse en positiv effekt, fordi oversvømmelse udglatter de store vandføringsvariationer og oversvømmelse bidrager også til forøget fjernelse af næringssalte.

Afvejningen af disse modstridende forhold fremgår normalt af regulativerne for vandløbet.

#### *Æstetiske forhold*

Æstetiske effekter i recipienterne fra regnbetingede udløb efterlader synlige efterladenskaber fra kloaksystemet. Forureningen forekommer både fra fælles- og separatsystemer, men er mest synlig fra fællessystemerne. Flere observationer fra amterne i Danmark har dokumenteret æstetiske problemer nedstrøms udledningspunkterne. Det drejer sig om ca. 20 % af tilfældene. Æstetiske effekter er vigtige at reducere, ikke kun for de biologiske forhold, men også fordi den offentlige opfattelse af recipientens kvalitet falder i takt med forureningen med toiletpapir mm. på vandløbsbrinkerne.

#### *Hygiejniske forhold*

Mikrobiel forurening er primært associeret med udledninger fra fælleskloakerede områder og mindre fra separatkloakerede udledninger, typisk beskrevet ved indikatorbakterien *E. coli*. I 1997 blev der givet badeforbud i 4 tilfælde i Danmark pga. regnbetingede udløb, og problemet må anses for at være begrænset. En del strande, som ikke kan bruges som badestrande, må formodes ikke at kunne opfylde badevandskravene pga. regnbetingede udløb og derved forblive lukket.

#### *Næringssalte*

Problemerne omkring næringssalte er meget velbeskrevne i Danmark, og litteraturstudiet har ikke bragt nye forhold frem.

#### *Iltforhold*

Reduktionen af opløst ilt og biomasse akkumulering er traditionelt forbundet med udledningen af iltforbrugende stoffer. Iltsvindet kan inddeles i 2 effekter, et umiddelbart iltsvind, som sker pga. en omsætning af det letomsættelige organiske materiale og ammonium samt det forsinkede iltsvind, som sker pga. omsætning af det bundfældede organiske materiale. Der synes imidlertid at være en betydelig usikkerhed om årsagssammenhænge i disse fænomener.



Normalt observeres der ikke betydelige iltsvind som resultat af regnbetingede udløb i Danmark, men der eksisterer flere målinger af lejlighedsvis, betydelige iltsvind i forbindelse med regnbetingede udløb. Der er i en enkelt undersøgelse rapporteret om et tilfælde af iltfrie forhold i løbet af en fireårig måleperiode. Kraftig påvirkning af vandløbene finder tilsyneladende især sted i vandløb, som generelt har dårlige iltforhold. Der er ikke dokumenteret fiskedød, forårsaget af iltsvind som følge af regnbetingede udløb, dog kan der måske opstå subletale effekter, f.eks. indvirkning på væksten.

#### *Ammoniak og svovlbrinte*

Forhøjede koncentrationer af ammoniak og svovlbrinte kan bevirke en toksisk effekt i recipienterne. Dette er dog ikke dokumenteret i forbindelse med de regnbetingede udløb.

#### *Miljøfremmede stoffer*

Toksicitet forefindes i aflastninger fra både fælles- og separatkloakerede oplande, men koncentrationen af både metaller og organiske forbindelser er typisk højere i separatkloakerede udledninger. Toksicitet kan både optræde akut eller akkumulerende, hvor forureningen kan akkumuleres i sedimentet (specielt fra meget belastede hoved- og motorveje). Toksicitet kan optræde i mange former og associeres specielt med metallerne, PAH og pesticiderne. I mange tilfælde er toksicitet forbundet med udledninger fra separatkloakerede oplande, hvilket kan forklares med de høje koncentrationer i udledningen og f.eks. PAH's evne til at absorbere på og omsættes i det organiske materiale som forefindes i udledninger fra fælleskloakerede oplande. De miljøfremmede stoffer kræver mere bevågenhed og forholdet mellem dem og de regnbetingede udløb må kvantificeres og eventuelle effekter på de biologiske forhold bestemmes. Kun få foranstaltninger er taget på grund af den manglende viden på området.

#### *Uidentificerede og kombineret effekter*

Der er mange rapporteringer af uidentificerede effekter på dyrelivets arter i recipienterne fra regnbetingede udløb, heriblandt fiskedød og tab af følsomme arter. Det angives uden nærmere dokumentation at de fleste af disse påvirkninger synes at skyldes en forgiftning af recipienten. Der er ikke dokumenteret fiskedød i Danmark pga. regnbetingede udløb (uheld ikke inkluderet).

#### *Love og regler i andre lande*

Lovgivning omkring de regnbetingede udløb synes at være næsten ens når Danmark sammenlignes med andre vestlige lande, dog er der en tydelig forskel i forhold til lande der gør brug af deres recipienter i vandforsyningen. I disse lande er lovgivningen på området mere detaljeret.

#### *Foranstaltninger til begrænsninger af effekter fra udløb*

Som det fremgår af ovenstående, er en af de væsentlige negative effekter ved regnbetingede udløb den ekstra forøgede vandføring under regn, som udløbene giver anledning til. Foranstaltningerne til begrænsning af dette er indlysende. For det første kan mængderne reduceres ved at formindske de befæstede arealer, som er tilknyttet afløbssystemet (lokal nedsivning), for det andet kan de maksimale vandføringer reduceres ved magasinering (bassiner mv.)

Der eksisterer et stort antal foranstaltninger, som kan anvendes til at begrænse effekterne fra de forurenende stoffer i de regnbetingede udløb. Flere foranstaltninger har vist sig at kunne reducere forureningen signifikant, dette gælder ikke mindst forsinkelsesbassiner. Nye typer af bygværker (hvirvelseparatorer, flokkulering mfl.) har ligeledes vist sig at kunne tilbageholde forureningen bundet til partikler. Den bedste løsning er i

flere tilfælde en kombination af både magasinering og brug af de nye bygværker.

Der foreligger en del ubearbejdet datamateriale i udlandet (bl.a. i Tyskland), som vil kunne anvendes til en mere nøjagtig forudsigtelse af hvor stor en del af de forskellige forureningskomponenter, der vil kunne fjernes via forsinkelsesbassiner.

En dansk undersøgelse konkluderer, at i et vandløb, hvor der er væsentlige problemer med iltkoncentrationen som følge af regnbetingede udledninger er indgreb mod tørvejrssituationen væsentlig. Som eksempel på indgreb er nævnt forøgelse af sommervandføring i tørvejr.

Opsummering af konklusionerne:

- Den hydrauliske effekt fra de regnbetingede udløb synes at være vel dokumenterede og har en effekt på biologien i især mindre vandløb.
- Væsentlige iltsvind pga. regnbetingede udløb forekommer normalt ikke. Der er eksempler på alvorlige iltsvind i danske vandløb med dårlige forhold (dvs. vandløb, som også har lave iltkoncentrationer i tørvejrperioder).
- Toksiciteten synes at være større i udløb fra separatkloakerede oplande (specielt fra veje) end i udløb fra fælleskloakerede oplande.
- Miljøfremmede stoffers resulterende effekt på recipienterne skal fastslås.
- Forsinkelsesbassiner har en signifikant kapacitet for fjernelse af de fleste forureningstyper.

Undersøgelsen viser, at der må fokuseres betydelig mere på udløbene fra separatsystemerne, både når det gælder vandføringsforhold og toksicitet.

# Summary and conclusions

The quality in our recipients including streams, lakes and coastal areas have in the recent years been improved. Still, in many cases the objectives for the recipients are not met. Therefore limitations of the point sources are required. Among these point sources, not only one, but several sources are contributing to the poor water quality. Among those sources are sewer overflows.

Limitations of wastewater discharges from municipal wastewater treatment plants continued up through the seventies to the nineties followed by combined sewer overflow (CSO) control and stormwater control. Because of the significant reduction in pollution from the municipal wastewater treatment plants the points source pollution requires more attention in order to improve our receiving waters. Despite the improvement of municipal wastewater treatment plants, still only 45 % of the streams in Denmark meet the objectives.

In 1997 the Danish Ministry of Environment and Energy reported the fraction of urban runoff of the total pollution from point sources was 8 % for BOD, 15 % for total nitrogen and 8 % for total phosphor.

Urban runoff may reach the receiving waters either as discharges from stormwater overflows in the areas operated by separate sewer systems or as combined sewer overflows. Discharges from combined sewers do not only contain surface runoff, but rather a mixture of runoff from municipal sludge, resuspended sludge from the sewer and runoff from surface areas and therefore contains pollutants from all sources. Runoff from separate sewers primarily contains pollutants from surface areas (roofs, roads etc.) and resuspended matter from the sewer pipes.

Stormwater and CSO discharges have impact on both water resources and human health. The impact on human health restricts the opportunities for the use of the recreation areas. The types of impact on the receiving waters discussed in this report include those caused by physical, aesthetic, microbiological, chemical and biological processes.

The main purpose of this project is to examine the literature concerning the stormwater and CSO. The report presents the gathered information on the following three points:

1. Effects, from the stormwater and combined sewer overflows
2. Legislation and practice in other western countries
3. Measures to reduce the effects from the stormwater and combined sewer overflows

## Summarizing the effects

### *Increasing flow*

The physical effects can be divided into two major effects, increasing flow and flooding.

Increased flow from the CSO and stormwater overflows results from increasing urbanisation (increased flow due to less infiltration and larger areas to drain). This increasing flow results in erosion, morphology change and habitat washout.

Erosion is a naturally occurring process in waters with changing water velocities. Natural and unaffected streams will have a tendency to reach equilibrium, where the erosion and deposition forces are in balance.

Although erosion in streams is a natural process the intensification of this process in urban areas causes increasing concern.

Many have stated that the increasing erosion yield caused by urbanisation is a wide spread problem and lead to a number of problems.

The washouts of fine sediment can affect the benthic habitats and cause the streams to go into an unsteady equilibrium. The increased flow and washout of benthic material will cause morphology changes affecting the depth and width of the stream. This morphology change can be caused either gradually or as a result of one major runoff. Ecological damages are caused by excessive erosion and flow. Several have documented the change in species diversity due to the increasing urbanization. The change in the recipient would in many cases be irreversible.

Suspended soils resuspended by erosion may cause a number of direct and indirect environmental impacts, sunlight reduction, filling of spawning grounds, abrasion of gills and other sensitive tissues, reduced of visibility etc.

#### *Flooding*

Flooding in streams is a negative effect in relation to the use of the areas close to the streams. Flooding has in general been reduced in the Danish streams due to regulation and flooding caused by CSO, and stormwater overflows is not regarded as a problem, but can occur in small creeks. Regarding to the environment flooding is positive, because it will smooth the discharged variations and contribute to a removal of nutrients.

#### *Aesthetic effects*

Aesthetic effects in the receiving waters caused by overflows manifest themselves in visible leavings of matter from the sewer systems. This pollution occurs from separate as well as combined sewers but is more visible from combined sewers. Sightings in Counties in Denmark document problems downstream emissions points in about 20 % of the cases. Aesthetic pollution is important reduce while the general perception of the receiving waters decrease while polluted with toilet paper etc. from the sewers. Installing a sieve, which is maintained properly, can easily reduce aesthetic pollution.

#### *Microbiological pollution*

Microbiological pollution effects on human health and biomass are primarily associated with CSO and to a lesser degree with stormwater. Both stormwater and CSO convey high loads of faecal bacteria, which are typically described by concentrations of the indicator bacteria *E. Coli*. In 1997 only 4 beaches in Denmark were closed for swimming due to discharges of stormwater and CSO, and can therefore be considered as a local problem.

#### *Nutrients*

The problems regarding the nutrients in the recipients are well described in Denmark and the study of the literature has not discovered new facts.

#### *Oxygen depletion*

Reduction of dissolved oxygen and the contaminated biomass accumulation are typical discharges of oxygen demanding substances. Traditionally dissolved oxygen depletion has been divided into 2 effects, one occurring because of the oxygenation of easily degradable organic matter and ammonium. The delayed depletion of oxygen comes from the oxygenation of the sediment.

However there seems to be a significant uncertainty concerning the causal connection.

Extensive documentation exist describing moderate oxygen depletion due to CSOs in Denmark. Extensive oxygen depletion has only been reported from streams with generally poor oxygen conditions. There has been no documentation of fish kills. Sublethal effects can occur after CSO's and stormwater overflows.

*Ammonia and hydrosulphurous*

Elevated levels of ammonia and hydrosulphurous may cause toxicity impacts. However, no proof of ammonia or hydrosulphurous effects in the recipients has been found after stormwater and CSO contamination.

*Substances strange to the environment*

Toxicity may be associated with both CSO and stormwater but the concentration of both metals and organic pollutants are typically higher in stormwater. The toxicity can both be acute and accumulative, with accumulation in the sediment especially from heavy loaded roads and highways. Toxicity may come in many forms and can be caused by many pollutants especially the metals, PAH's and pesticides. It has been proved in many cases that the most severe toxicity is associated with stormwater and to a lesser degree CSO, this can be explained by the adsorption of the contaminants to organic matter from the CSO. The new environmental strange substances, as PAH's and the estrogenic substances, require more attention and the relationship between the substances and stormwater and CSO has to be established. Fish exposed to estrogenic substances have in several cases been known to change sex. Several countries have been disturbed over the increasing problems connected with these substances, but none have taken measures yet, because of the lacking knowledge on the subject

*Unidentified effects*

There have been many reporting of unidentified effects on species in recipients after CSO and stormwater overflows including fish kills and loss of sensitive species. Whithout further documentation it is said that most of the fish kills, and loss of species are caused by acute contamination of the recipient. There have not been reported fish kills in Denmark due to CSO and stormwater overflows (accidents not included).

*Laws and rules in other countries*

Legislation and practice in other western countries have proved not to differ a lot compared to Denmark. Countries that use their recipients as drinking water supply have off course harsher procedures in the order to protect their drinking water supplies from stormwater overflows and CSO.

*Measures to reduce the effects from CSO and stormwater overflows*

As it appears from the text above one of the most profound effects from CSO and stormwater overflows is the increasing flow in the streams caused by the discharges from the CSO and stormwater overflows. Measures to reduce this are obvious. Reducing the impervious areas connected to the sewers system (local seepage) and storing (basins etc.).

A large number of measures –in some cases rather exotic-exist there can be applied to reduce the pollution from stormwater and CSO. Several measures have proven to be able to reduce the pollution from stormwater and CSO significantly. Both storage and satellite treatment (vortex, flocculation etc.) have proven to be effective in capturing the pollution connected to the sediment. The best solution is in many cases a combination of both storage and satellite treatment.

There exists a large number of data series in other western countries, which can be used to predict more accurately retention of several pollutants in retention basins.

Summarising the conclusions:

- The hydraulic effect from stormwater and CSO seems to be the most well documented having a bad effect on the biology in the recipient- especially in smaller streams/creeks.
- Oxygen depletion is most often moderate from CSO. Serious oxygen depletions have been reported from Danish streams only when the physical properties of the streams were poor.
- The toxicity seems to be more severe from stormwater overflows compared (roads, roofs etc.) to CSO
- The new emerging substances resulting effects from stormwater and CSO has to be established.
- Retention basins have a significant capacity for most sources of pollution.

It seems that focus must intensify on discharges from separate sewers including increasing flows and toxicity.

# 1 Introduktion

Vandløb, søer og marine områder har i lang tid været anvendt som recipienter for udledning af kommunalt spildevand.

Disse udledninger har altid påvirket recipienterne, men voksede under den industrielle revolution, hvor øgede mængder af spildevand fra industrielle processer sammen med den øgede urbanisering resulterede i at store mængder spildevand blev ledt næsten urensede ud i de nærliggende recipienter.

På trods af store investeringer gjort i de vestlige lande siden 70'erne i udbygningen af renselanlæggene, er der stadig store problemer med udledningen af spildevand, specielt i udviklingslandene. Omkring 90% af den samlede spildevandsmængde fra udviklingslandene ledes stadigvæk urensede ud i de omkringliggende vandområder, med en kraftig forurening til følge (World Resource Institut, 1996).

I Danmark blev en stor del af renselanlæggene bygget og udbygget op gennem 70'erne til 90'erne som konsekvens af stigende forureningsproblemer, til forbedret NPO- fjernelse som følge af "Vandmiljøplan I" fra 1987, hvorfor bidragene fra renselanlæggene er blevet kraftig reduceret. I alt ca. 8 % af det samlede danske spildevand ledes i dag urensede direkte ud i recipienterne (Miljøstyrelsen, 1998).

I lyset af denne reduktion er belastningen fra de øvrige punktkilder blevet relativt forøget og effekterne i recipienterne af disse påvirkninger er derfor nu blevet mere synlig. På landsplan er det kun ca. 45 % af vandløbene der opfylder deres målsætning fastsat i regionsplanerne. Der er midlertidigt en stor geografisk variation. På Sjælland, Lolland og Falster er målopfyldelsen kun 20 % i vandløbene mens den for Fyn og Jylland er henholdsvis knapt 40% og ca. 50 %. De væsentligste årsager til at vandløbene ikke opfylder deres målsætning er spildevand fra spredt bebyggelse og udledningen af dårligt rensede spildevand fra kloakerede områder, herunder også regnbetingede udløb, samt dårlig fysisk variation i vandløbenes bundforhold (Skriver, 1997).

Der er i Danmark ca. 14.000 regnbetingede udløb pr. år med større eller mindre effekter i recipienterne til følge. Regnbetingede udløb sker i princippet som konsekvens af den kloakeringspraksis der er valgt i Danmark og kan enten ske som en udledning fra separatkloakerede regnvandsledninger, via en direkte overfladeafstrømning eller som en udledning fra fælleskloakerede systemer via overløbsbygværker. Regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder er ikke kun overfladevand men en blanding af overfladevand, husholdnings-, industrispildevand samt sediment der resuspenderes fra selve kloakledningerne, og indeholder derfor forureningskomponenter fra alle kilderne.

I de kommende år forventes det at der skal bruges mange milliarder kroner på renoveringen af det danske kloaksystem. Alene i forbindelse med bassinbyggeriet til begrænsning af følgerne fra de regnbetingede udløb forventes det at der skal anvendes i størrelsesorden af 6-12 mia. kr.

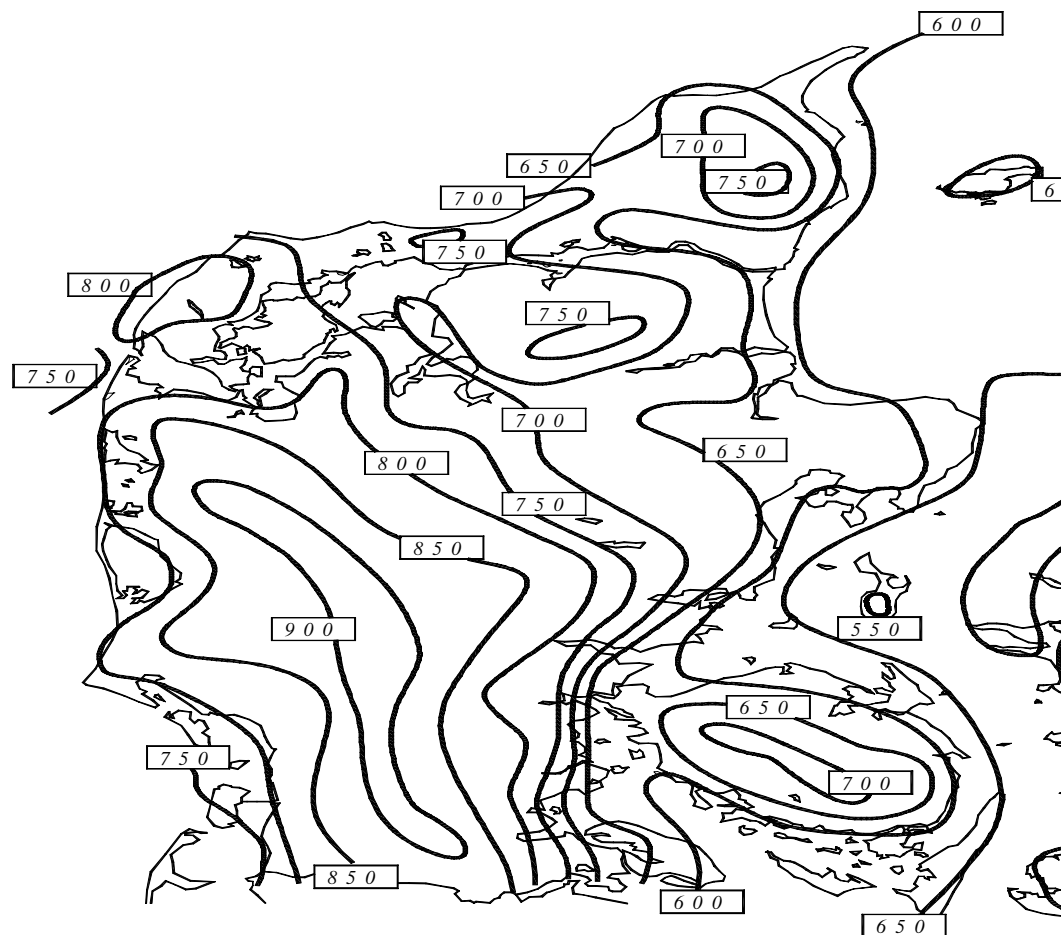
De nye store investeringer betinger at de nyeste og bedste metoder anvendes både i planlægningen, analysen og designet af det samlede afløbssystem, for derigennem at få mest miljø for pengene.

Der er derfor behov for at den nyeste viden og erfaring indsamles for derigennem at optimere dette arbejde og for at præcisere de observerede effekter i recipienterne.

## 1.1 Regn

Det er de store og længerevarende regnskyl der som oftest bevirker at fælleskloakerede kloaksystemer aflaster vand til recipienterne, for separate regnvandsledninger aflastes hver gang det regner mere end 0,5 - 1 mm. De store regnskyl sker som oftest om sommeren og først på efteråret, hvor de lokale tordenskyl introducerer meget store vandmængder i kloaksystemet. Variationen af regnmængderne lokalt i Danmark i forhold til mange andre lande er relativt lille, pga. Danmarks beliggenhed og størrelse. Den største nedbørmængde opnås ved den jyske vestkyst og i Midtjylland, mens den mindste mængde opnås lokalt på Sjælland og på øerne beliggende i Kattegat, se Figur 1.1.

**Figur 1.1** Årsmiddelnedbørens fordeling i Danmark baseret på nedbørsnormaler fra perioden 1961-1990 (Frich et. al. ,1997)



Der er i over 20 år blevet registreret regnserier på lokaliteter spredt ud over det ganske land, med en tendens til flest målestationer på Jyllands østkyst samt i Københavnsområdet (Spildevandskomitéen, 1999) .

På trods af disse registreringer, har de lokale regnserier i begrænset omfang været anvendt til dimensionering og analyse af afløbssystemerne. Derimod har regnserier som Odense-serien været anvendt.

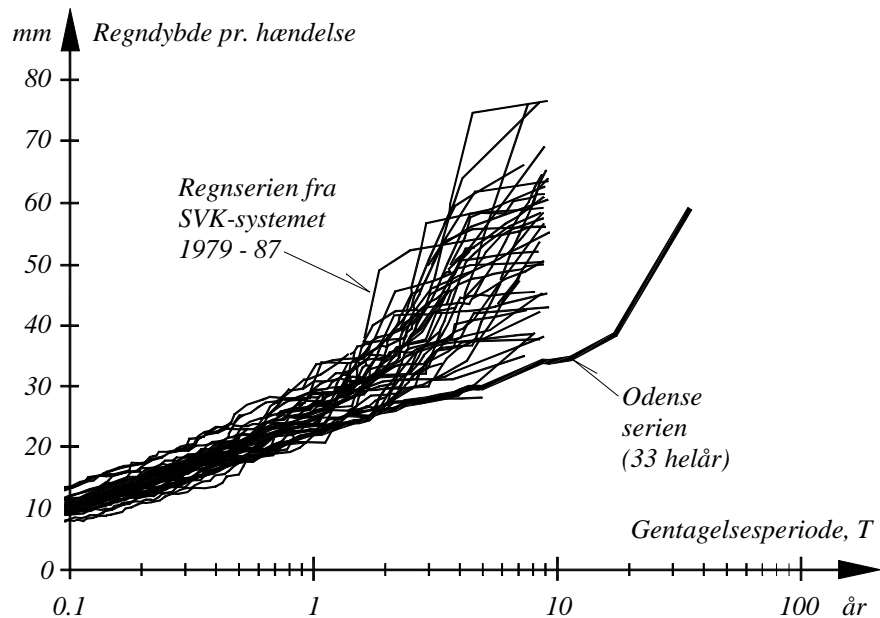


Odense-serien har registeret regn i perioden 1933 - 1980, med i alt 33 helårs data.

Brug af Odense-regnserien kan bevirke at størrelsen af udledningerne fra regnbetingede udløb samt dimensioneringen af bassiner underestimeres, da Odense-serien's regndybde pr. hændelse generelt er lavere end de lokale regnserier, især ved ekstremregn, se Figur 1.2.

Der er således i Danmark et veldefineret grundlag for en nøjagtig bestemmelse af dimensionsgivende regn ved projektering af afløbssystemer.

**Figur 1.2** Ekstremværdier af regndybden pr. hændelse som funktion af gentagelsesperioden. Odense-serien plottet sammen med de 43 målte regnserier (Spildevandskomitéen, 1999)



## 1.2 Afløbssystemet

Afledningen af spildevand og regnvand i Danmark sker gennem et meget omfattende ledningsnet, placeret under jord bestående af både fællessystemer og separatsystemer. I nogle tilfælde kan afledningen af regnvand fra veje ske via grøfter.

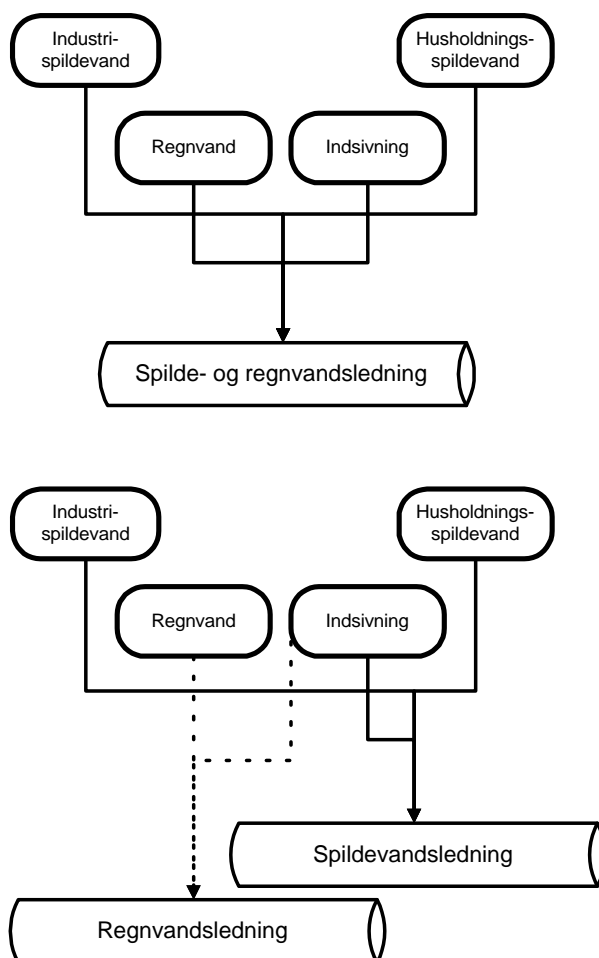
### Fællessystem

Fællessystemet er betegnelsen for et afledningssystem, hvor husholdnings-, industrispildevand og regnvand ledes til samme ledning. Fællessystemet blev etableret fra det sidste århundrede op til omkring 1950'erne. Nye kloakker i Danmark er sidenhen overvejende blevet etableret efter separations princippet.

### Separatsystem

Separatsystemet består af 2 separate ledningssystemer, som afleder henholdsvis tag- og overfladevand og spildevand i separate ledninger, se Figur 1.3.

**Figur 1.3** De 2 typer af kloaksystemer: fællessystemet øverst og separatsystemet nederst



De 2 systemer udgør hver ca. 50 % af kloaksystemet i Danmark med lokale variationer.

Det samlede antal overløbsbygværker i Danmark blev i 1997 opgjort til ca. 5400, hvor ca. 1500 af disse havde en eller anden form for magasinering. Det samlede kloakerede areal udgør 240.700 ha hvoraf ca. 71.600 ha er befæstede arealer (Miljøstyrelsen, 1998).

*Udledninger fra separatsystemer*

Udledninger fra separatsystemer vil kun ske fra regnvandsledningen. Denne udledning sker når nedbøren overskrider det såkaldte befugtningstab på ca. 0,5 – 1 mm nedbør. Disse udledninger sker direkte til recipienten eller over en foranstaltning som reducerer vandhastigheden i udledningen og dermed den lokale erosion. Ved motorveje anvendes ofte våde bassiner til beskyttelse af recipienterne.

*Udledninger fra fællessystemer*

Udledninger fra fællessystemer sker fra overløbsbygværker når den hydrauliske kapacitet i den videreførende (afskærende) ledning overskrides. Traditionelt har man dimensioneret den afskærende ledning for en kapacitet på 6 gange den maksimale spildevandsstrøm (5 dele regnvand og en del spildevand). Derfor vil der her, i modsætning til separatsystemer, blive ført en vis mængde forurenat regnvand til renseanlægget.

### 1.3 Karakterisering af overløbsvand

Udledninger fra fælles- og separatkloakerede systemer er ikke rutinemæssigt overvåget, undtagen for specielle undersøgelser, hvor der har været lokale eller videnskabelige interesser. Dette skyldes naturen i den pludselige udledning, og at de lange overvågningsperioder er både dyre og tidskrævende. Ikke desto mindre er der med tiden blevet udført en del undersøgelser af kommuner, amter og universiteter både i Danmark og i udlandet.

Der er lavet flere opsamlingsartikler, f.eks. Makepeace *et al.* (1995) hvor giftigheden i udløbsvand fra 140 undersøgelser blev sammenfattet. Sammenfatningen fra Makepeace *et al.* (1995) opsummerer de mest skadelige giftstoffer fundet i overløbsvand, som kan påvirke mennesker og vandorganismer.

Resultaterne af undersøgelserne konkluderer ikke på sandsynligheden for at de givne stoffer vil optræde i giftige doser. Samtidig differentieres der heller ikke mellem på hvilken kemisk form stoffet optræder, men kun på forekomsten af stoffer, som er skadelige for mennesker og vandorganismer. Udledninger af nedenstående stoffer kan være akut giftige, eller svært nedbrydelige og enten optræde på opløst eller partikulær form. Ydermere kan nogle af stofferne bindes i bundsedimentet, hvor der sker en akkumulering.

**Tabel 1.1** Koncentrationer af forskellige stoffer der introduceres i recipienterne fra regnbetingede udløb som kan påvirke mennesker og vandlevende organismer (udpluk fra Makepeace *et al.*, 1995)

Vandkvalitets parameter	Skadelig for mennesker (drikkevand)	Skadelig for vandorganismer
Suspenderet stof	X	X
Total suspenderet stof	X	X
Aluminium		X
Beryllium	X	X
Cadmium	X	X
Klorid	X	X
Kobber	X	X
Jern	X	X
Bly	X	X
Magnesium		X
Kvælstof		X
Sølv		X
Zink		X
PAH'er	X	X
Coliform forurening	X	
Coliform Streptokokker	X	

Målinger af koncentrationerne i udløbsvandet er foretaget for både udledninger af fælles og separatsystemer, og kan opsummeres for danske og canadiske undersøgelser.

Udledninger fra separatsystemer, se Tabel 1.2.

I Danmark benyttes ofte begrebet "overvand" som skal betragtes som overløbsvandet korrigeret for basisvandføringen af spildevand og beregnes derfor ud fra følgende udtryk:

$$C_{\text{overvand}} = \frac{Q_{\text{total}} \cdot C_{\text{total}} - Q_{\text{spildevand}} \cdot C_{\text{Spildevand}}}{Q_{\text{regnvand}}}$$

Dette begreb benyttes ikke i udlandet.

**Tabel 1.2** Typiske middelkoncentrationer over en hel hændelse i udledningen fra separatsystemer for danske (Miljøstyrelsen, 1997 og Hvitved-Jacobsen, 1999) og canadiske målinger Marslek (1999). Enheden er mg /l, for E. coli antal pr. 100 m.l

Stof	Danmark	Canada
Suspenderet stof	130 ± 160	170
BOD	-	14
COD	140 ± 160	-
Ammonium	-	0,3-0,75
Total P	0,64 ± 0,54	0,35
Total N	5,5 ± 2,5	3,5
Cadmium	0,73 ± 0,63	0,015-0,068
Kobber	0,005-0,04	0,0434-0,0472
Jern	-	5,71-6,96
Bly	70 ± 69 µg/l	97-233 µg/l
Kviksølv	0,079 ± 0,047 µg/l	0,029-0,104 µg/l
Nikkel	19 ± 34 µg/l	28-39 µg/l
Zink	370 ± 240 µg/l	234-307 µg/l
Olie og fedt	-	2,14-5,37
PAH'er	5,1 ± 6,6 µg/l	2,1-9,1 µg/l
Benzo(a)pyrene	0,14 ± 0,19 µg/l	0,3 µg/l
Klorid	430 ± 970	230-340
E. coli	10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup>	10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup>

Når variationsintervallet i visse tilfælde (f.eks. ved SS og COD) i tabellen er større end middelkoncentrationen, skyldes det at sandsynlighedsfordelingen for målingerne ikke er symmetrisk.

Der er blevet udført færre undersøgelser og karakteriseringer af udledningerne fra fælleskloakerede områder.

Følgende karakteristika er fundet fra både Danmark og Canada for udledninger fra fællessystemer, se Tabel 1.3.

**Tabel 1.3** Typiske hændelsesmiddelkoncentrationer i overvandet og overløbsvandet fra fællessystemer for danske (Hvitved-Jacobsen, T, 1999) og canadiske (Hall et al., 1998 og Marsalek, 1999) målinger. Enheden er mg /l dog for E. coli antal pr. 100 ml og (µg/l) for benzo(a)pyrene

Stof	Danmark	Canada		
		Beboelse- område	Let industri	Tung industri
Suspenderet stof	120-200	53	97	240
BOD	-	47	68	75
COD	120-160	-	-	-
Total N	10		8,3	
Total P	2,5		1,4	
Ammonium	-	1,8	3,8	2,2
Kobber	-	0,06	0,09	0,15
Bly	-	0,017	0,020	0,083
Zink	-	0,057	0,041	0,236
Benzo(a)pyrene	-	0,040	0,041	0,0236
E. coli	10 <sup>4</sup> -10 <sup>7</sup>		10 <sup>6</sup>	

Sammenlignes de 2 ovenstående tabeller (Tabel 1.2 og Tabel 1.3) ses det, at stofkoncentrationerne fra fællessystemer er større for total N og P men mindre med hensyn til miljøfremmede stoffer, metaller og suspenderet stof. Det er bemærkelsesværdigt, især mht. de miljøfremmede stoffer, at der udledes større koncentrationer af miljøfremmede stoffer fra de regnbetingede udløb fra separatsystemerne. Så meget tyder på, at det mht. de miljøfremmede stoffer, er udledningerne fra de separatkloakerede oplande, der belaster recipienterne mest. Dette forstærkes yderligere af at vand fra separatsystemerne normalt ledes til recipienten, hvorimod overløbsbygværkerne i fællessystemerne fører en vis mængde af regnvandet til rensning via de afskærende ledninger.

Det er vigtigt i en karakterisering af overløbsvandet, at vurdere sammenhængen mellem de fysiske og kemiske egenskaber for de undersøgte stoffer.

De fysiske egenskaber for PAH'erne og PCB'erne viser, at de fleste stoffer i begge stofgrupper absorberer på organiske partikler (Miljøstyrelsen, 1997). Det er derved muligt at tilbageholde en stor del af PAH'erne og PCB'erne i bassiner sammen med det organiske materiale (Schwarzenbach *et al.*, 1993).

Brombach (1993) lavede fuldsalamålinger af sedimentet fra overløbsvand udledt via regnbetingede udløb fra fælles kloakerede områder, og beskrev sammenhængen mellem forurening fra forskellige stoffer og sedimentationshastighed på partiklerne ud fra målingerne.

Denne analyse er vigtig for at forstå sammenhængen mellem tilbageholdelse af det partikulære materiale og tilbageholdelse af forurening.

Analysen viste bl.a. at ca. 70 - 80 % af den samlede mængde af det miljøfremmede stof PAH kunne findes på partikler med en sedimentationshastighed større end ca. 0,30 cm/s. Dette betyder, at ved at bygge bassinerne med en overfladebelastning mindre end ca. 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>t, vil det være muligt at tilbageholde en stor del af de miljøfremmede stoffer der absorberes på partikler. Begrebet overfladebelastning for et bassin er defineret som den tilførte vandføring divideret med bassinets overfladeareal. Anbefalingen betegnet A128 fra det tyske ATV svarer netop til denne overfladebelastning. Udover PAH'erne vil et bassin med en overfladebelastning på 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>t tilbageholde ca. 68 % af sedimenterbart stof, 68 % af den totale organiske fraktion, 70% af COD'en og ca. 78% procent af tungmetallerne og de miljøfremmede stoffer (PAH) (Michelbach *et al.*, 1994).

Denne undersøgelse er ikke udført på udledninger fra separatkloakerede oplande, men er meget interessant med henblik på at kunne bestemme sammenhængen mellem partikel sedimentationshastigheden og forureningen.

#### 1.4 Opgørelser fra 1997

Der er i en årrække lavet en årlig opgørelse af kvalitet og kvantitet for regnbetingede udløb. Opgørelsen bygger på teoretiske antagelser om stofkoncentrationer og vandmængder. Følgende parametre for regnbetingede udløb er registreret af Miljøstyrelsen i 1997 (Miljøstyrelsen, 1998):

- Over 14.000 regnbetingede udløb i 1997
- 8 % af den samlede punktkildeforurening mht. BOD
- 15 % af den samlede punktkildeforurening mht. Tot-N
- 8 % af den samlede punktkildeforurening mht. Tot-P

Følgende mængder er opgjort for fælles- og separatsystemer i 1997, se Tabel 1.4.

*Forureningsmængder*

**Tabel 1.4** Opgørelse over den samlede udledning af vand og stof fra regnbetingede udløb, fra både separat- og fællessystemer for året 1997 (Miljøstyrelsen, 1998)

Parameter	Fællessystemer	Separatsystemer	Samlet
Antal udløb	5.207	8.950	14.157
Vand [m <sup>3</sup> ]	43.526	144.861	188.800
COD [Tøns]	5.894	6.762	12.660
Tot.-N [Tøns]	513	288	801
Tot.-P [Tøns]	133	72	204

Der er lokalt i Danmark meget stor forskel på antal regnbetingede udløb og regnmængden. Året 1997 havde følgende fordeling på amtsregi mht. regn og antal udløb, se Tabel 1.5.

**Tabel 1.5** 1997 fordelingen af regnbetingede udløb og regnmængden for amterne i Danmark (Miljøstyrelsen, 1998)

Amt	Års nedbør [mm]	Antal udløb
Bornholm	598	108
Frederiksborg	584	870
Fyn	530	1757
København	589	426
Nordjylland	590	1591
Ribe	602	612
Ringkøbing	700	1043
Roskilde	631	1048
Storstrøms	575	1214
Sønderjylland	695	823
Vejle	595	1101
Vestsjælland	470	876
Viborg	700	867
Århus	828	1646

## 2 Effekter af regnbetingede udløb

Regnbetingede udløb fra fælles- og separatsystemer varierer lokalt i deres fysiske, kemiske og mikrobiologiske sammensætning, følgelig vil effekterne være forskellig fra gang til gang.

Dynamikken i regnbetingede udløb og den dertil hørende forurening og belastning er så varierende, at tidsskalaen for effekternes varighed bliver et vigtigt begreb i deres karakterisering. Nogle effekter manifesteres øjeblikkelig mens andre først bliver et problem efter længere tid, på grund af en akkumulering i recipienterne. Normalt kan effekter karakteriseres som værende henholdsvis akutte og akkumulerende effekter.

Den akutte effekt observeres øjeblikkeligt og skyldes f.eks. stigende vandføring (oversvømmelser, erosion mm.), iltning af organisk stof (forringelse af iltkoncentrationen i recipienten), en forurening med fækale bakterier og fiskedød.

Transport i recipienten, inklusiv opblanding og dispersion er vigtige fænomener, som har indflydelse på den resulterende koncentration og derved også på den resulterende effekt i recipienten.

Varigheden af belastningen overstiger generelt perioden for afsmeltning og regn, og varierer alt efter belastningens størrelse.

Varigheden, hvor recipienten er påvirket efter en belastning, svinger mellem få timer i recipienter med stor gennemstrømning og 1-2 dage i "stillestående" vande (Marsalek, 1999).

Akkumulerende effekter er generelt et resultat af en opbygning af forureningskomponenter i recipienten.

Eksempler på denne akkumulering er eutrofiering i søer og fjorde samt toksiske virkninger som følge af frigivelse af giftstoffer fra sedimentet.

For belastning fra en akkumulerende effekt er det kun selve akkumuleringen der har betydning, mens dynamikken i udledningen er uden betydning.

Opstilles effekterne fra regnbetingede udløb systematisk efter den tidsskala de påvirker recipienten, fås følgende tabel, se Tabel 2.1.

**Tabel 2.1** Tidsskalaer og karakter for de vigtigste effekter på vandlevende organismer

Tidsskala	Effekt	Faktor	Udløbs antal
<b>Akut (Timer)</b>	Fysisk	Forøget forskydningsspænding, resuspension	Enkel udløb
	Biologisk	Sedimenttransport, drift af smådyr Toksiske effekter på faunaen	Enkel udløb
	Kemisk	Biologisk iltforbrug Toksiske komponenter (f.eks. NH <sub>3</sub> -N mfl.) Opløst materiale	Enkel udløb
	Hygiejnisk	Bakterier / vira	Enkel udløb
<b>Forsinkede (Dage)</b>	Fysisk	Sedimentering, slamaflejringer	Enkel udløb
	Biologisk	Toksiske komponenter (NH <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N mfl.)	Enkel udløb
	Kemisk	Biologisk iltforbrug (ox. af org. stof og NH <sub>4</sub> -N)	Enkel udløb
	Hygiejnisk	Bakterier / vira (specielt i sedimentet)	Enkel udløb
<b>Akkumulerende (Uger/måneder/år)</b>	Fysisk	Permanent erosion af vandløbsbunden	Flere udløb
	Biologisk	Miljøfremmede stoffer	Flere udløb
	Kemisk	Metaller Nedbrydning af organisk og uorganisk sediment	Flere udløb
		Eutrofiering	

Resultatet af korte og forsinkede effekter fra regnbetingede udløb på vandløb synes at være et meget komplekst samspil mellem både fysiske og kemiske effekter, mens de akkumulerende effekter primært kommer fra frigivelse og omdannelse af kemiske komponenter samt en ændring af morfologien.

Udover tidsskalaen har naturligvis størrelsen af de udledte mængder ligeledes stor betydning for effektens størrelse. Effekterne fra regnbetingede udløb er mest alvorlige i små bække, hvor forøgelsen af vandføringen er stor og fortyndingen af overløbsvandet er minimal. Disse små bække kan på samme tid blive beskadiget af udledningen af forurenende stoffer samt af resuspension og erosion, som kan ødelægge vandløbsbunden.

I større vandløb er der en større fortynding og dispersion og små overløbshændelser har derfor generelt mindre effekt på vandkvaliteten. Erosionen som følge af regnbetingede udløb vil generelt også have relativt mindre betydning i de større vandløb.

I kystområder sker der generelt kun en fækal forurening pga. det store vandvolumen. Forureningen kan dog også bevirke en akkumulering af næringssalte samt en forurening af sedimentet, især med tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer.

Generelt kan effekterne fra regnbetingede udløb opdeles i følgende hovedområder:

	Generelt problem	Håndterlig
<b>Fysisk</b>	Ja	Ja
<b>Æstetisk</b>	Ja/Nej	Ja
<b>Hygiejnisk</b>	Ja/Nej	Ja
<b>Biologisk</b>	Ja	Ja



## 2.1 Fysiske effekter

Fysiske effekter som følge af regnbetingede udløb indbefatter både oversvømmelse af de tilstødende arealer samt erosion og deposition af sediment grundet forandring i bundforskydningspændingen.

De pludselige ændringer i vandføringen kan være katastrofale for de organismer der lever i vandløbet.

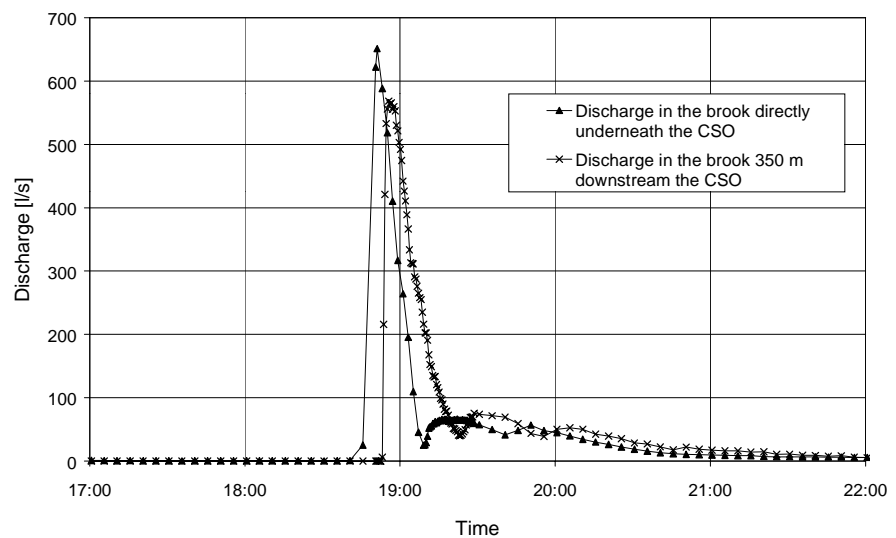
Figur 2.1 Forøgelse af vandføringen fra udledning fra et regnbetinget udløb (Wagner, 1996)

viser et tilfælde målt i Tyskland i bækken Scondelle nær Dortmund.

Normalvandføringen i bækken er om sommeren ca. 10 l/s.

Under den observerede overløbshændelse steg vandføringen til over 600 l/s på 10 minutter. Denne pludselige, kraftige forøgelse af vandføringen resulterede i en mindre oversvømmelse samt en kraftig sedimenttransport langs vandløbsbunden (Wagner, 1996).

**Figur 2.1** Forøgelse af vandføringen fra udledning fra et regnbetinget udløb (Wagner, 1996)



### 2.1.1 Oversvømmelse

Oversvømmelsen fra regnbetingede udløb sker når den hydrauliske kapacitet overskrides i en recipient pga. de vandmængder der introduceres.

Den øgede urbanisering bevirker at en mindre del af vandvolumenet infiltreres lokalt og derfor øges volumen fra afstrømningen fra befæstede arealer.

Oversvømmelse fra regnbetingede udløb er generelt ikke et større problem i Danmark, men kan forekomme i mindre vandløb.

Teoretisk set må man forvente at en oversvømmelse i forbindelse med et regnbetinget udløb vil kunne sprede forurenende stoffer på de oversvømmede arealer, men skader af denne art er tilsyneladende ikke rapporteret. Skader af denne art vil være et særligt problem såfremt arealerne benyttes til økologisk landbrug.

Oversvømmelse af arealer nær vandløb er uønskede set ud fra en dyrkningsmæssig synsvinkel. Det er imidlertid vigtigt at gøre sig klart, at oversvømmelse af vandløb i forbindelse med regn i miljømæssig sammenhæng er en positiv effekt, som medvirker til at begrænse de omtalte negative virkninger af den hydrauliske påvirkning både hvad angår de biologiske og fysiske forhold. Desuden er det velkendt at oversvømmelse til en vis grad medvirker til fjernelse af næringssalte.

### 2.1.2 Erosion

Man skal indledningsvis gøre sig klart at det danske landskab generelt set i geologisk perspektiv er underlagt en langsom erosion, som bl.a. giver sig udslag i, at vandløbene gradvist synker, hvilket er registreret flere steder.

Vandløbs morfologi er dynamisk og reagerer på forandring i hydrologien. Naturlige og upåvirkede vandløb vil have en tendens til at indgå i en ligevægt, hvor erosions- og deponeringskræfterne stort set er i balance. Når vandløb påvirkes af kraftige og pludselige udledninger fra regnbetingede udløb vil denne tilstand blive forskubbet og bevirke at vandløbene vil indgå i en anden og mere ustabil tilstand.

Der er forholdsvis få danske publikationer af observeret erosion fra den øgede afstrømning i vandløbene pga. regnbetingede udløb. I gennemgangen af overløbsbygværkerne i Nordjyllands Amt er der i ét tilfælde blevet rapporteret tydelig erosion af vandløbsbrinkerne nedstrøms et overløbsbygværk (Nordjyllands Amt, 1999).

I Danmark betragtes erosion som et af de problemer der skal reduceres såfremt vandløbene skal overholde målsætningerne.

Der foreligger flere udenlandske publikationer som har dokumenteret, at en øget urbanisering og derved en ændret hydraulisk belastning af vandløbene fra de regnbetingede udløb har bevirket, at vandløbene er væsentligt forandret i forhold til deres naturlige tilstand. Denne forandring kan være en forandring i sammensætningen af bundsediment, hvor det fine sediment er blevet eroderet væk, eller en morfologisk ændring af vandløbene i form af en ændring i tværsnittene eller vanddybden. Fælles for disse ændringer er, at de er skabt over flere år og at en ligevægt først vil indtræffe efter flere år.

Arnold (1982) fandt at den øgede urbanisering bevirkede, at vandløb oftere blev fyldt op til brinkkanten. Erosion af vandløbsbrinkerne øgede partikelstørrelsen af bundmaterialet og størrelsen af bundtransporten. Den øgede frekvens af moderate oversvømmelser og sedimenttransport i deres undersøgelsesområde bevirkede, at vandløbene gik fra at være mæander-vandløb til brede kanaler. De konkluderede at den kontinuerlige urbanisering ville bevirke ustabile kanaler med en generel forringelse af levetilstandene for faunaen.

Wolman (1967) fandt, at der i vandløb i Maryland, USA, som var påvirket af den øgede urbanisering, foregik en øget deposition, erosion og generel forandring af vandløbene.

Robinson (1976) studerede 8 vandløb, som drænedes en sø. Han observerede at sammensætningen af bundmaterialet ændres ved en reduktion af silt og sand fraktionen og en stigning i fraktionen af mere groft materiale. En ny ligevægt blev anslået til at indtræffe efter omkring 14 år.

Brookes (1988) dokumenterede mange steder i både USA og England, hvor der er sket en morfologisk ændring i vandløbene pga. erosionen fra den øgede urbanisering i oplandene.

I en undersøgelse af 78 vandløb, bestående af både urban på- og upåvirket og naturlige vandløb i Philadelphia området, USA, konkluderede Hammer (1972) at påvirkede vandløbs tværsnit blev forøget i takt med urbaniseringen.

Denne ændring af tværsnittene sker enten gradvis eller som et resultat af en afstrømningshændelse (Booth, 1990; Urbaonas *et al.*, 1995). Denne observation støttes i flere artikler, f.eks. Burkham (1981).

## 2.2 Æstetiske effekter

Æstetiske effekter i recipienterne viser sig ved en forurening med synlige efterladenskaber fra kloaknettet. Denne forurening optræder både i ferske og marine recipienter, og er mest synlig ved regnbetingede udløb fra fælleskloakerede områder.

Der foreligger få dokumenterede rapporter af denne effekt i recipienterne, men flere amter i Danmark har i forbindelse med deres tilsyn af overløbsbygværker afrapporteret tilfælde, hvor der var synlige problemer med ristegods i recipienterne. Typiske eksempler på denne effekt er toiletpapir der hænger på brinkerne og slam på vandløbsbunden eller på grøden.

I årrækken 1988 - 1996 er der for 20 ud af 27 kommuner i Nordjyllands Amt foretaget tilsyn ved overløbsbygværkerne. Ud af ca. 300 udledningpunkter er der observeret æstetiske problemer ved de 53 (dvs. i 18 % af tilfældene) (Nordjyllands Amt, 1999).

I Århus Amt er der i 1997 blevet udført tilsvarende undersøgelser, hvor ca. 27% af de undersøgte udledningpunkter havde problemer med æstetisk forurening i recipienten (Århus Amt, 1997).

Gaterell (1997) undersøgte 47 overløbsbygværker fra fælleskloakerede områder i England. Der var synlige problemer med udledninger af æstetisk forurening i 7 (svarende til 15 %) af tilfældene.

House *et al.* (1993) har opsummeret flere undersøgelser, hvor den æstetiske forurening blev vurderet i forhold til befolkningens holdning til denne forurening og dens indvirkning på befolkningens opfattelse af vandkvalitet. De fandt at ristegods i recipienten var generelt meget stødende på folks opfattelse af kvaliteten af recipienten.

## 2.3 Hygiejniske effekter

Mikrobielle forureningseffekter på dyr og mennesker er primært forbundet med udledninger fra fælleskloakerede områder og i mindre omfang fra separatkloakerede områder. Effekten på menneskers helbred er relateret til badning og rekreativ anvendelse af recipienten, mens effekten på dyr inkluderer forureningen af bl.a. muslinger, fugle og kvæg.

I en epidemiologisk undersøgelse af svømmerrelaterede sygdomme fra 10 strande i Canada, som var påvirket af regnbetingede udløb og udløb fra renseanlæg, var der en øget risiko for sygdom hos personer der havde svømmet i havområderne i forhold til personer der ikke havde svømmet i områderne. De mest almindelige gener fra en bakteriologisk påvirkning er: åndedræts besvær, maveproblemer, øre-, øjen- og hudirritation (Seyfried *et al.*, 1985). Denne observation bakkes op af en undersøgelse af surfere, som surfede i vande, som var påvirket med spildevand, hvor den relative fare for ovenstående gener steg med antallet af gange de faldt i vandet (Dewailly *et al.*, 1986).

Canadiske studier af badestrande viste, at mange badestande var lukket i længere perioder under og umiddelbart efter regnskyl, pga. den mikrobielle

forurening fra regnbetingede udløb (Dutka *et al.*, 1993). Fra 1986 -1994 var 44% af strandene ved Great Lakes, Ontario lukket i mere end et tilfælde pga. forureningen med fækale bakterier (Edsall *et al.*, 1996). Regnbetingede udløb i form af udledninger fra fælles- og separatkloakerede områder, er en signifikant kilde til forurening med fækale bakterier og patogene organismer. Udover mennesker påvirkes også dyr, især fugle af denne forurening, specielt kombineret med udledningen af større komponenter fra kloakkerne. Samtidigt vil der ske en opblomstring af bakterier i områder med stillestående og næringsrigt vand (Marsalek *et al.*, 1992) (Oliveieri *et al.*, 1989).

Følgende koncentrationsintervaller af mikrobiel forurening er målt i regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder, Tabel 2.2.

**Tabel 2.2** Mikrobielforurening i afstrømninger fra separatkloakerede områder (udpluk fra Makepeace *et al.*, (1995))

Parameter	Interval [ /100 ml.]	Problemer for mennesker
Total Coliforme bakterier	7 - $1,8 \cdot 10^7$	?
Fækale bakterier	0 - $1,9 \cdot 10^6$	Stor
Fækale streptokokker	3 - $1,4 \cdot 10^6$	Stor
Enterocicci	$1,2 \cdot 10^2$ - $3,4 \cdot 10^5$	Stor
Salmonella	6- $4,5 \cdot 10^3$	Mindre
Legionella	Ikke målelig	?
Vira	Målt	Mindre
Parasitter	Målt	Mindre

Målinger af de bakteriologiske effekter i floderne omkring Detroit USA fra udløb fra fælleskloakerede områder, kan sammenfattes til følgende konklusioner:

1. Effekten fra udløbene kan spores flere dage efter overløbene i form af forhøjede koncentrationer af E. coli.
2. Længden af effekten er proportional med intensiteten af regnskyllet. Hvis det er et moderat regnskyl, vil vandkvaliteten i recipienten være forværret op imod 3 dage mens der for et meget kraftig regnskyl kan ske en forværing af recipienterne i op mod 6 dage.
3. Bakteriekoncentrationen i udløbsvandet svinger fra ca. 100.000 E. coli /100 ml. til op mod 1.000.000 E. coli/100 ml. alt efter intensiteten af regnskyllet.
4. Effekterne fra udløbene er ubetydelig opstrøms udløbene (Burm, 1967).

Burm (1966) målte ydermere at antallet af E. coli i overløbsvandet fra regnbetingede udløb fra separatkloakerede områder var det samme som i almindelig spildevand. Samtidigt konkluderede Burm (1966) at der ikke kunne måles nogen bakteriologisk First Flush effekt i selve udledningerne.

I Badevandsrapporten fra 1997 udgivet af Miljøstyrelsen, er der angivet 4 badeforbud pga. udledninger fra overløbsbygværker, mens der er givet 8 badeforbud pga. spildevandsbelastede vandløb (Miljøstyrelsen 1, 1997). Problemet er således ikke stort i Danmark med de nuværende krav til badevandskvalitet. Endvidere skal det bemærkes at der kun udføres badevandskontrol på de strande (og i enkelte søer), som i henhold til recipientkvalitetsplanen, er defineret som badestrande.

Såfremt kravene i Danmark skulle blive skærpet, f.eks. svarende til kravene i USA og Canada, må det antages at antallet af lokaliteter med overskridelser vil vokse.

## 2.4 Næringsalte

Problemerne omkring næringsalte er meget velbeskrevne i Danmark, og litteraturstudiet har ikke bragt nye forhold frem.

## 2.5 Biologiske effekter

Forureningen fra regnbetingede udløb er skyld i mange og meget forskellige biologiske effekter, enten direkte eller i samspil med andre faktorer.

For at kunne vurdere effekterne på de biologiske forhold i et vandløb skal der inkluderes undersøgelser af belastningen af flere biologiske organismer (fisk mfl.) samtidigt med undersøgelserne af vand- og sedimentkvaliteten. Simple studier af vandkvaliteten alene er oftest utilstrækkelig til at forudsige konsekvenserne forbundet med regnbetingede udløb.

### 2.5.1 Fysiske årsager

Biologiske effekter bevirket af fysiske årsager, er effekter, som opstår som konsekvens af fysiske processer der sker i recipienten f.eks. erosion, deposition, resuspension, samt en øget drift af smådyr pga. den øgede vandføring.

Flere artikler fandt, at der sammen med den morfologiske ændring af vandløbet skete en forandring af artssammensætningen i recipienten. Denne forandring kunne i flere tilfælde være irreversibel, selv ved en forbedring i recipienten (Wolman, 1967).

Udover en fysisk forandring af vandløbet kan diversiteten i recipienten blive påvirket af den til tider kraftige og pludselige vandføringsstigning. Pitt (1983) konkluderede, at i flere tilfælde er det tabet af organismer pga. øget vandføring (og de tillægs problemer der opstår i denne sammenhæng) der er hovedproblemet i forbindelse med urbaniseringen.

Heaney (1978) har argumenteret for at observeret fiskedød i Missouri, USA skyldes resuspension og erosion af bundmateriale og at langtidseffekterne var større fra denne resuspension af tidligere aflejret materiale end selve forureningen i udledningen.

Suspenderet stof, skabt af erosionen, udgør samtidigt direkte og indirekte miljøskadelige effekter, bl.a. forbundet med reducere af sollyset, erodering af gydebanker, opfyldning af pools, reducere af sigtbarheden i recipienten hvilket påvirker rovfiskene, bortskylning af grøde og derved fjernelse af skygge og tilflugtssteder (Horner, 1994).

Heaney (1980) observerede iltsvind pga. resuspension af materiale, der tidligere var udsedimenteret på vandløbsbunden.

Borchardt *et al.* (1990) undersøgte under kontrollerede laboratorieforsøg kritiske parametre for dødeligheden for tangloppen *Gammarus pulex*.

De konkluderede, at ved en øget vandføring var der især fra finpartikulære bundsedimenter en øget dødelighed af *Gammarus pulex*. Denne effekt øges når erosionen kombineres med udledningen af overløbsvand.

### 2.5.2 Reduktion af iltkoncentrationen i recipienten

En reduktion i koncentrationen af opløst ilt er typisk bevirket af en udledning af iltforbrugende stoffer, karakteriseret ved BOD, COD og ammonium. Iltforbrugende stoffer udledes i relativt store mængder fra

regnbetingede udløb fra fælleskloakerede oplande, mens udledningerne fra separatkloakerede oplande er af mindre betydning (Tabel 1.2 og Tabel 1.3).

Med baggrund i den tidligere omtalte opdeling af effekterne efter tidsskala er det normalt at opdele iltsvindet, i et akut iltsvind og et forsinket iltsvind. Det akutte iltsvind sker ved iltning af bioomsætteligt organisk stof samt en resuspension af tidligere aflejret organisk stof. Det forsinkede iltforbrug er, det iltforbrug der optræder efter at det organiske stof i vandfasen er transporteret videre. Årsagen antages at være, at ilten bruges til nedbrydningen af sediment, der er aflejret på vandløbsbunden. De 2 effekter kan altså opstå vidt forskellige steder i vandløbet, hvor det umiddelbare iltsvind sker umiddelbart tæt på udledningen, mens det forsinkede iltsvind kan opstå længere nedstrøms bl.a. (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1991; Ketchum, 1978; Harremoës *et al.*, 1990).

Der er dokumenteret flere eksempler på iltsvind målt nedstrøms udledningsskud fra regnbetingede udløb, især fra fælleskloakerede områder.

Keefer *et al* (1979) undersøgte data fra 104 lokaliteter placeret nær urbane områder. De 104 stationer var udvalgt mellem 1000 målestationer over hele USA. Ud af de 104 blev data undersøgt for 83 tilfælde. De fandt:

- Omkring 50% af lokationerne, der blev undersøgt, havde 60 % større sandsynlighed for et større iltunderskud end normalt på tidspunkter med større vandføring end gennemsnitsvandføring og på dage med regn.
- At iltmætningen faldt til mindre end 75% for stationer, der havde denne 60 % sandsynlighed.
- At iltkoncentrationer mindre end 5 mgO<sub>2</sub>/l var normalt.

Data fra 22 målestationer blev undersøgt for sammenhæng mellem vandføringen i recipienten og iltunderskuddet. De fandt:

- At for perioder med stabil vandføring varierede iltkoncentrationen med en daglig cyklus mellem 1 - 7 mgO<sub>2</sub>/l, mens denne cyklus under regn forsvandt.
- Minimums iltkoncentrationen faldt efter regn med 1 - 1,5 mgO<sub>2</sub>/l under koncentrationen for normale minimum koncentrationer, og blev der i perioder på 1 - 5 dage.
- Når de store vandføringer aftog, begyndte de daglige iltsvingninger igen.
- Op imod 50 % af de undersøgte stationer kunne ikke leve op til et gennemsnit på 5 mgO<sub>2</sub>/l på timebasis og af disse stationer ville 25% ikke kunne leve op til et gennemsnit på 2,0 mgO<sub>2</sub>/l over 4 timer. Dette skete med et estimeret gennemsnit på 5 pr. år.

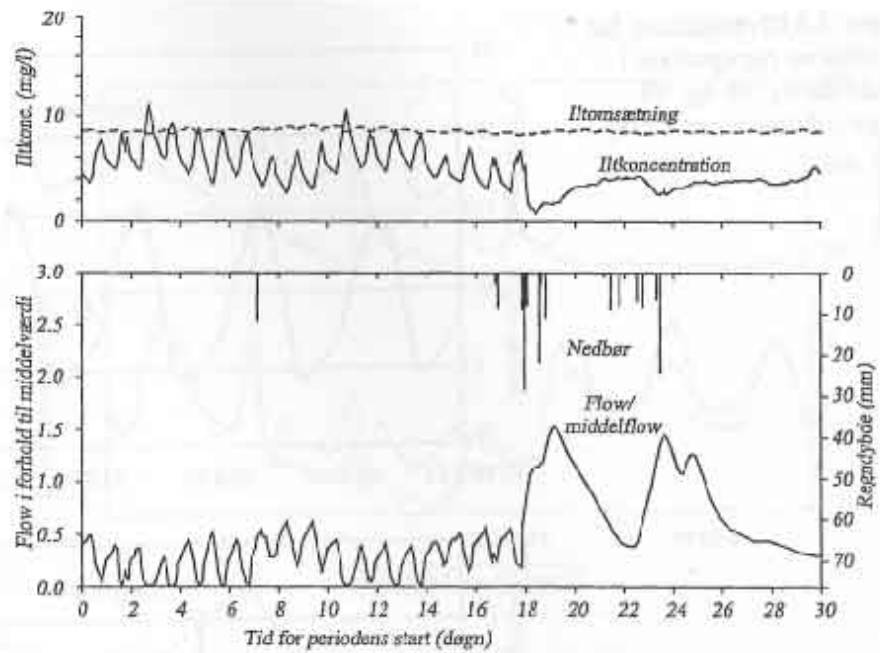
Deres samlede konklusion var at urbaniseringen og regnvejr var betydende faktorer for iltforholdene i recipienterne.

Hvitved-Jacobsen (1999) rapporterede at EPA i USA i 1979 undersøgte 55 målestationer hvor der blev observeret ilsvind i de 30, af følgende grader:

- Ringe påvirkning i 8 målestationer
- Mærkbar påvirkning i 11 målestationer
- Alvorlig påvirkning i 11 målestationer

Et tilfælde på den alvorlige påvirkning er vist på Figur 2.2 (Hvitved-Jacobsen, 1999). Recipienten er, som figuren antyder, belastet med udledning af spildevand.

**Figur 2.2** Ændring af iltkoncentrationen i Scioto river, Ohio USA i perioden 1-30 Aug. 1972 (Hvitved-Jacobsen, 1999)



Heaney (1980) fandt under deres undersøgelse af et vandløb påvirket af urbaniseringen, at den laveste iltkoncentration i omkring 1/3 af de undersøgte lokationer opstod efter et kraftigt regnskyl.

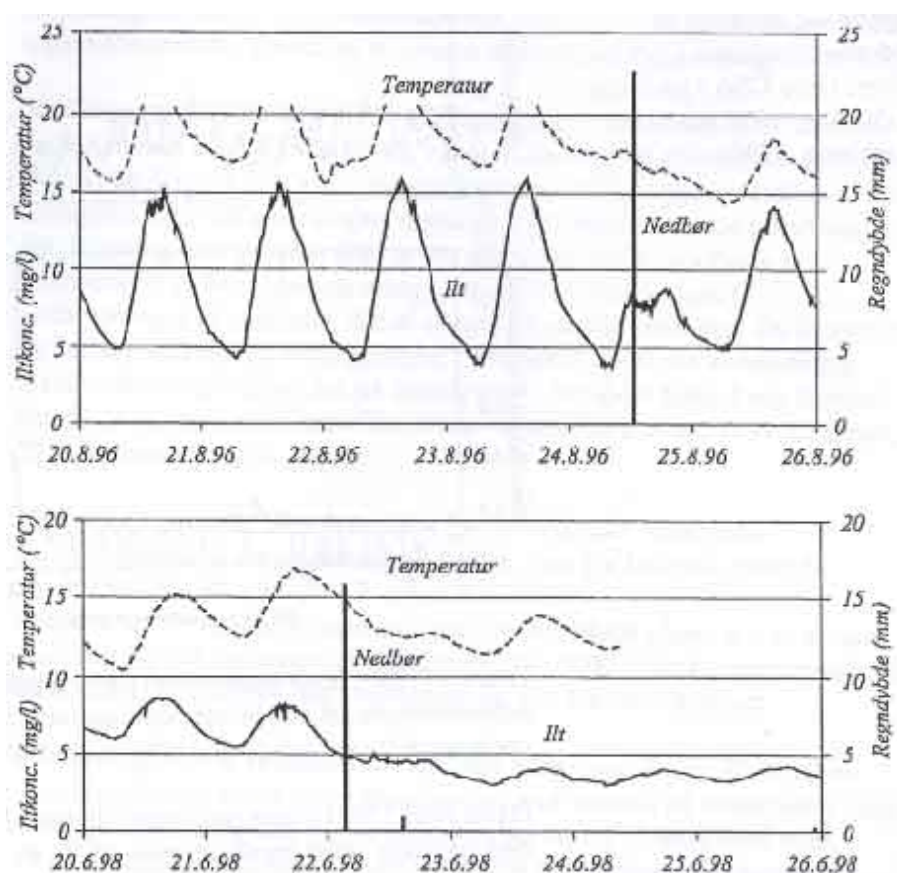
Davis *et al.* (1991) viste med deres studier i England, at iltkoncentrationen blev påvirket under regnbetingede udløb, se Tabel 2.3.

**Tabel 2.3** Målinger af iltkoncentrationen op- og nedstrøms udledningen fra 7 regnbetingede udløb fra fælleskloakerede oplande (Davis *et al.*, 1991)

Tørvejrsvandføring			Regnbetingede udløb		
Ilt % mæt.	Opstrøms	Nedstrøms	Ilt % mæt.	Opstrøms	Nedstrøms
5% fraktil	69,2 %	49,7 %	5% fraktil	-	-
Maksimum	100 %	95,7 %	Maksimum	90,1	88,4
Minimum	35,2 %	28,1 %	Minimum	58,8	51,1
Gennemsnit	80,9 %	71,8 %	Gennemsnit	77,7	70,2
Prøver	103	67	Prøver	11	10

Danske eksempler på iltvind i forbindelse med regnbetingede udløb er vist på Figur 2.3. Figuren stammer fra Aalborg Kommunes måleprogram i Lindholm Å (Hvitved-Jacobsen, 1999).

**Figur 2.3** Iltvariationen før og efter en regnperiode i henholdsvis '96 og '98 (Hvitved-Jacobsen, 1999)



Som det ses på ovenstående figur er der på trods af aflastningen intet kraftigt iltsvind i recipienten og iltsvindene må betegnes som moderate. Ovenstående figurer er taget fra et vandløb i Nordjylland, hvor der i en 4 årrig periode er målt ilt i vandløbet. Datamaterialet fra Nordjylland viser ingen eksempler på væsentlige iltsvind i forbindelse med aflastninger fra regnbetingede udløb.

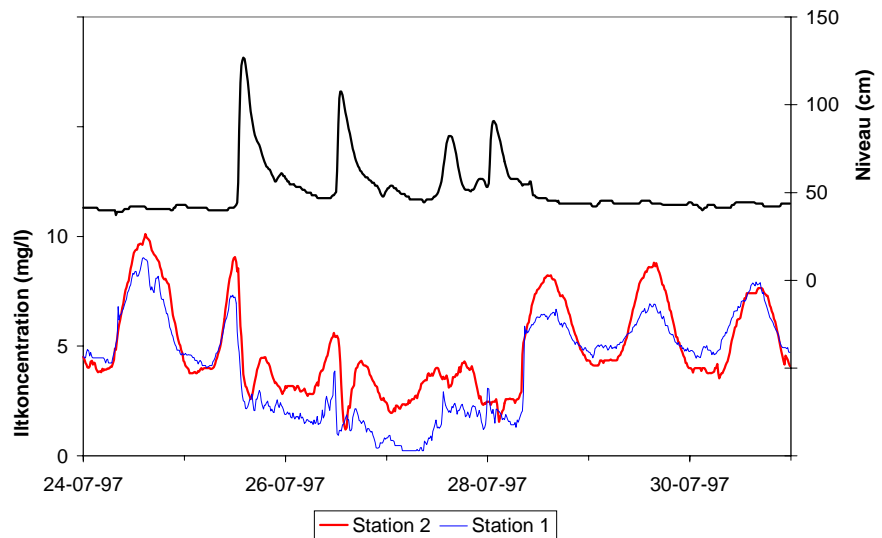
I Herning kommune har der siden 1995 været opstillet fem målestationer i Herningsholm Å-systemet. Målestationerne har kontinuerligt målt bl.a. ilt og temperatur. Der er i mange tilfælde fundet en entydig relation mellem regnpåvirkning og iltsvind i vandløbet. Der er målt iltkoncentrationer under og efter regn ned til lidt under 2 mgO<sub>2</sub>/l i 1997. I juni 1998 var iltkoncentrationen i tørvejr på mindst 5 mgO<sub>2</sub>/l mens den under de to regnhændelser faldt til mellem 2 og 3 mgO<sub>2</sub>/l. Fotosyntese og respiration forårsager generelt større døgnsvingninger end ændringen i døgnminimum forårsaget af regnvejr. Dermed ser fotosyntese/respirationsproblemet ud til at give det største bidrag til kritiske fald i iltkoncentrationen (Nygaard, 2000; PH-Consult, 2000b).

Der er opstillet et tilsvarende måleprogram for Usserød Å i Nordsjælland. Målinger i Usserød Å viser, at iltforholdene i åen i perioden 1996-1997 generelt var dårlige i sommerhalvåret. Der blev 3 gange registreret iltkoncentrationer på eller under 1,5 mg O<sub>2</sub>/l på den nedstrøms strækning, på trods af opblanding med vand fra separate regnudledninger. På Figur 2.4 er vist iltmålinger fra en af disse hændelser for de to nedstrøms stationer. Efter forøgelsen af basisvandføringen med 50% er der i 1998-1999 ikke målt

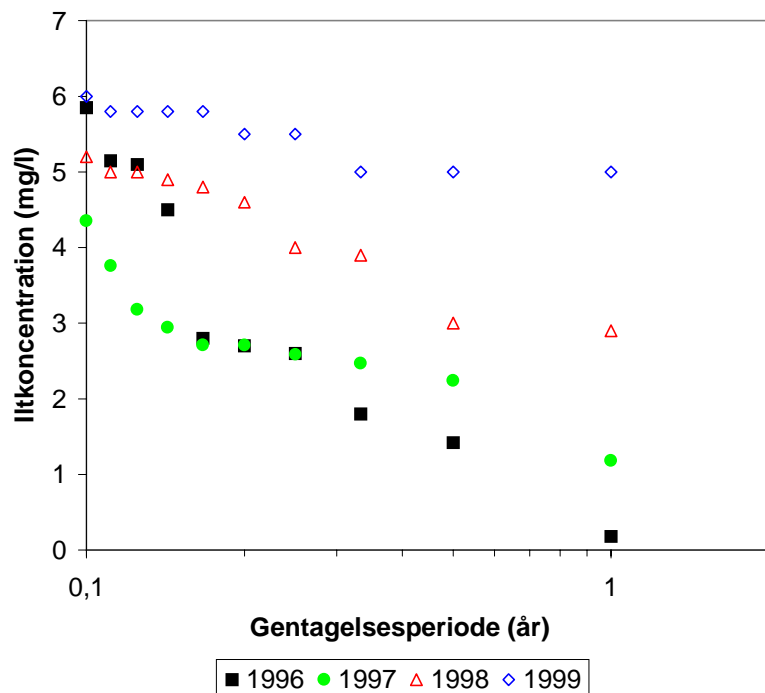


iltkoncentrationer under  $3 \text{ mgO}_2/\text{l}$ , se Figur 2.5 (PH-Consult, 2000a). Opblandingsforholdet for median-maks i sommerhalvåret er ved forøgelsen af vandføringen ændret fra ca. 14 til ca. 10.

**Figur 2.4** Iltvariation før og efter en regnperiode i juli 1997 i Usserød Å



**Figur 2.5** Iltstatistik for Usserød Å for perioden 1996-1999. I 1998-1999 er sommervandføringen i tørvejr øget med ca. 50% ved en regulering af afstrømningen fra Sjælsø



Målinger i USA af både fælles- og separatkloakerede områder fra 9 byer i Indiana indikerede at iltkoncentrationen under normal vandføringer viste sig at være det samme eller over iltkoncentrationen under regnvejr. De fandt ingen signifikant forskel i iltkoncentrationen i vandløbet under 2 belastninger fra regnbetingede udløb (Ketchum, 1978).

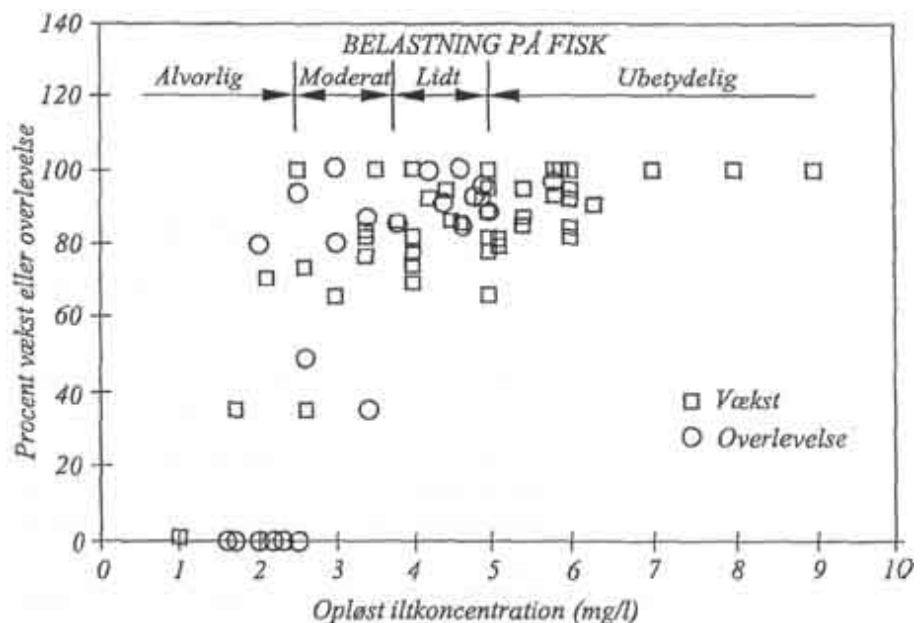
Traditionelt er det forsinkede iltsvind i vandløbet forklaret ved iltningen af udledt organiske stof. En anden hypotese kan være, at iltsvindet skyldes iltforbrug af resuspenderet (eroderet) materiale og ikke iltningen af det udledte organiske stof.

Tages der udgangspunkt i ovenstående Figur 2.3 ses det, at det regnbetingede udløb i juni for det første medførte en fjernelse af

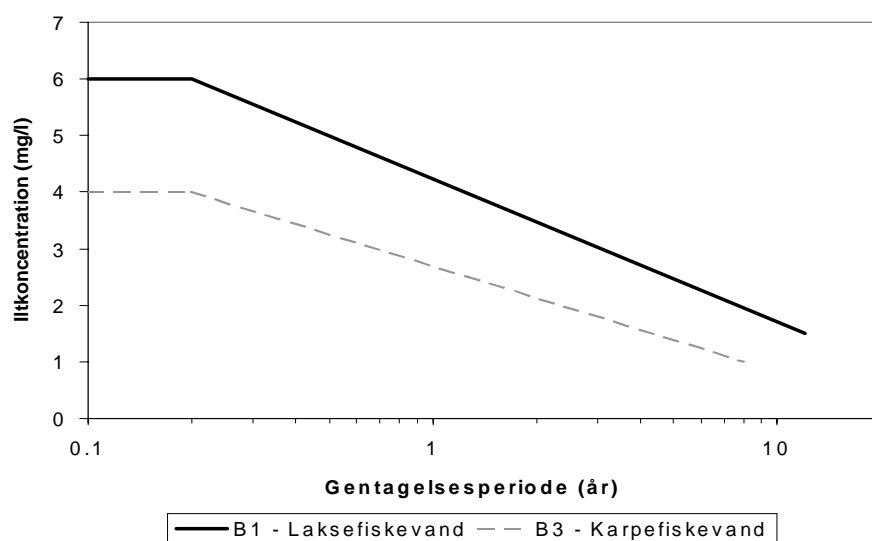
døgnvariationen i iltkoncentrationen (fotosyntese og respiration), og for det andet giver anledning til et vist forsinket iltforbrug. Døgnvariationen på dette tidspunkt af året skyldes formentlig især fotosyntesen og respirationen fra små encellede diatoméer og bakterier, som sidder direkte på bundsedimenterne. Den forøgede vandføring fra det regnbetingede udløb og den tilhørende sedimenttransport vil erodere (eller begrave) disse diatoméer hvorved døgnsvingningen forsvinder. Samtidigt er bundsedimentet blevet eroderet og rodet rundt så "diffusionsafstanden", eller afstanden fra vandvolumenet til de iltfrie områder nede i vandløbsbunden, er blevet mindre, hvilket derved giver anledning til det mindre forsinkede iltsvind. I august er grøden vokset op, hvilket som bekendt betyder at bundforskydningsspændingen fra det strømmende vand ikke overføres direkte til vandløbsbunden, men overføres via grøden. Derfor sker der nu ikke en erosion af bundsedimentet trods den øgede vandføring. Det ses af figuren, at døgnsvingningen, som nu skyldes grøden, derfor ikke fjernes, og at der stort set heller ikke kan ses noget forsinket iltsvind. Hvis det forsinkede iltsvind havde skyldtes adsorption af organisk materiale til bund og grøde, skulle den omvendte reaktion have været forventelig, da grøden medfører mindre strømhastigheder og dermed en større sedimentation af de organiske partikler og heraf følgende større forsinket iltsvind.

Tyske erfaringer (Michelbach, 1999) viser, at de umiddelbare iltsvind er uvæsentlige for recipienten, bl.a. pga. iltmætningen i udledningen er høj og eksponeringstiden er kort. Dette understøttes af målinger som undersøgte langtidseffekterne fra forskellige iltkoncentrationer på fisks overlevelse og opvækst (House et al, 1993). Figur 2.6 viser, at regnbueørreder selv i længere tid kan overleve forhold med lave iltkoncentrationer (regnbueørreden er en mere robust fisk end den danske bækørred). Til sammenligning er på Figur 2.7 vist den anbefalede kravkurve for iltforhold i danske vandløb. Den danske kravkurve er baseret på de kurver for fiskedød, som var tilgængelige på daværende tidspunkt og er mere krævende end House et al (1993) rapporterer er nødvendigt.

**Figur 2.6** Iltkoncentrationens indvirkning på overlevelse og vækst af regnbueørreder (laboratorieforsøg) (House et al., 1993)



**Figur 2.7** Forslag til kravkurver for forskellige målsætninger i Danmark (SVK, 1985)



Alt i alt kan de danske observationer sammenfattes til, at iltsvind normalt er moderate ved regnbetingede udledninger i Danmark. Der er i vandløb som i forvejen har dårlige fysiske og kemiske forhold, rapporteret om iltsvind, der kan karakteriseres som alvorlige. Der er ikke dokumenteret fiskedød alene som følge af iltsvind fra regnbetingede udledninger i Danmark.

Årsagen til forekomsten af de mindre og sporadiske iltsvind er usikker. Den kan såvel skyldes omsætning af udledt organisk materiale eller omsætning af resuspenderet organisk bundsediment opstået ved en kontinuert belastning af vandløbet fra f.eks. renseanlæg, dambrug spredt bebyggelse mv.

Den biologiske effekt af de mindre forsinkede iltsvind er ikke registreret, men må primært forventes at kunne slå igennem på de mest påvirkelige arter i smådyrsfaunaen og en indvirkning på faunaindeks kan sandsynligvis forekomme. I praksis vil det formentligt være svært at holde denne effekt adskilt fra den hydrauliske effekt (drift af småfyrsfaunaen).

Derimod skønnes det kun i begrænset omfang, at fisk (herunder ørred) vil være måleligt påvirket af disse mindre iltsvind, dog kan der være subletale effekter i henhold til Figur 2.6.

### 2.5.3 Effekter fra ammonium og svovlbrinte

Der er ikke fundet referencer til effekter observeret fra udledning af ammoniak/ammonium og svovlbrinte i regnbetingede udløb. Ammonium bevirker udover et øget iltforbrug en potentiel fare for forgiftning af fisk, hvis pH og temperaturen er høj. Svovlbrinte er ligeledes en kraftig fiskegift.

Laboratorieforsøg udført på regnbueørreder og tangloppen *Gammarus pulex* viste at de to organismer kan overleve kortvarige udledninger med koncentrationer langt over den fundne LC50 for både ammonium og svovlbrinte. Dog var både fisk og tanglopper derefter mere følsomme over for nye udledninger (Williams *et al.*, 1984).

### 2.5.4 Indvirkning på fisk og smådyrfauna

Biologiske monitorings teknikker har i mange år været anvendt til at vurdere effekten fra regnbetingede udløb.

Fisk dræbt af belastningen fra regnbetingede udløb må for mange være den mest oplagte indikator for vandkvaliteten. Men pga. tilstandene i mange af de modtagende vande, er de mest krævende fiskearter følsomme allerede dræbt eller udvandet fra områder, som påvirkes af de regnbetingede udløb. De tilbageværende fiskearter vil derfor være betydelig mere "sejlivede" og resistente overfor belastningen.

Scott *et al.* (1986) konkluderede på denne baggrund at fisk ikke er en god indikator for effekten fra regnbetingede udløb, pga. mobiliteten mm. Der foreligger dog flere eksempler, hvor regnbetingede udløb tilsyneladende har bevirket fiskedød i recipienten. Uden nærmere dokumentation formodes dette oftest at skyldes en udledning af toksiske stoffer.

Heaney (1980) analyserede data fra indrapporterede fiskedrab i USA i årene 1970 - 1979 og fandt, at mindre end 3 % af de over 10.000 indrapporterede fiskedrab skyldtes regnbetingede udløb, eller mindre end 30 tilfælde pr. år i den undersøgte periode i USA.

Dog kunne en betydelig del af de indrapporterede fisk være dræbt af en kombination af årsager eller forholdene kunne være blevet forværret af udledningerne fra regnbetingede udløb.

Medeiros *et al.* (1984) undersøgte i en kombination mellem laboratorietests og feltundersøgelser afstrømningen fra et separatkloakeret oplands effekt på "Fathead Minnows" (speciel elritse) og fandt at vækst var reduceret med 50 % for fisk i recipienten i forhold til reference fiskene. Det blev konkluderet, at dette skyldtes en kombination af giftstoffer.

Protele (1982) fandt i sine studier af udledninger fra motorveje, at alger og zooplankton blev påvirket af de opløste fraktioner i overløbsvandet, og at det suspenderede stof bevirkede en øget dødelighed blandt regnbueørreder.

Heaney (1980) fandt at mange af de undersøgte ørreder i Kelsey Creek, Washington, havde respiratoriske skader udmøntet i skader på gællerne betinget af gentagende påvirkninger fra regnbetingede udløb.

Udover fisk kan regnbetingede udløb have effekt på diversiteten af smådyrsfaunaen i vandløbet. Som oftest er det ikke identificerbare grunde der er skyld i forringelsen, men flere undersøgelser har vist at en kontinuerlig belastning med regnbetingede udløb kan påvirke de følsomme smådyr som bl.a. døgnfluer mfl.. Heaney (1980) fandt at slørvinger og døgnfluer blev fundet i et langt mindre antal i før nævnte Kelsey Creek end i reference vandløbet Bear Creek (Bear Creek er geografisk placeret tæt på Kelsey Creek og er ikke påvirket med udledninger fra regnbetingede udløb). Udover dette var en speciel musling forsvundet pga. den radikale ændring i sedimentsammensætning som følge af belastningen fra de regnbetingede udløb. Samtidigt var der en mindre artsdiversitet i Kelsey Creek end i reference vandløbet Bear Creek.

Shutes (1984) evaluerede effekterne fra urbaniseringen af River Brent i England og fandt en forringelse af smådyrsfaunaen i takt med urbaniseringen.

Saeger *et al.* (1990) registrerede i deres undersøgelser af et mindre engelsk vandløb et fald i BMWP scoren som udtrykker vandløbets generelle økologiske kvalitet, samt et fald i Simpson's diversitetsindekset og et fald i artsantallet nedstrøms et udløb fra et fælleskloakeret område.

BMWP = Biological  
Monitoring Working Party  
neds. = Nedstrøms  
ops. = Opstrøms

**Tabel 2.4** Undersøgelsen af BMWP scoren, Simpson's diversitetsindeks op- og nedstrøms et udledningspunkt for overløbsvand (Saeger et al., 1990)

Dato	Prøve Sted	BMWP	Simpson's diversitets indeks	Antal arter
5/8 -88	10 m ops.	63 (50-80)	0,85	18 (14-21)
	10 m neds.	40 (34-54)	0,83	12 (9-16)
18/8-88	10 m ops.	44 (26-84)	0,83	15 (13-18)
	10 m neds.	30 (21-35)	0,67	11 (9-13)
16/11-88	10 m ops.	51 (37-59)	0,78	15 (12-18)
	10 m neds.	35 (21-40)	0,23	12 (8-14)
	100 m neds.	39 (27-61)	0,37	13 (9-16)
6/12-88	10 m ops.	55 (49-64)	0,74	17 (16-18)
	10 m neds.	28 (13-35)	0,22	10 (5-12)
	100 m neds.	42(25-61)	0,29	13 (10-17)
20/12-88	10 m ops.	44 (34-58)	0,67	13 (9-17)
	10 m neds.	32 (24-45)	0,34	10 (7-13)
	100 m neds.	41 (26-60)	0,52	13 (10-17)
2/2-89	10 m ops.	52 (34-73)	0,76	13 (10-17)
	10 m neds.	41 (24-45)	0,74	11 (7-13)
6/3-89	10 m ops.	59 (49-73)	0,70	14 (11-18)
	10 m neds.	44 (31-57)	0,32	9 (9-14)

I forbindelse med gennemgangen af overløbsbygværkerne i Nordjylland 1988 - 1996, blev der på flere af lokaliteterne undersøgt, om overløbsbygværkerne forringede recipienten. Ud af de ca. 300 bygværker var der 18 bygværker som forringede recipienten, udtrykt ved en dårligere forureningsgrad nedstrøms bygværket i forhold til opstrøms bygværket (Nordjyllands Amt, 1999).

Samme undersøgelse er udført i Århus Amt i 1997, og resultatet blev at 9 ud af 71 bygværker forringede forureningsstilstanden i vandløbet (Århus Amt, 1997).

### 2.5.5 Toksiske effekter af miljøfremmede stoffer

En akut forgiftning af recipienten kan forekomme ved stigende koncentrationer af ammonium, metaller samt organiske forbindelser. Der har de sidste 30 år været meget fokus på metallerne og begrænsning af samme pga. deres toksiske effekt på mennesker og dyr. Denne fokus er i de sidste år blevet flyttet over til de organiske miljøfremmede stoffer såsom PAH, NPE, DEHP, LAS mfl., da stigende bekymring og nye undersøgelser af farligheden af disse stoffer har vist, at de er yderst farlige for mennesker.

PAH (Poly Aromatiske Hydrocarboner) er tjærestoffer der dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale og er kræftfremkaldene.

NPE (Nonylphenol (+ethoxylater)) er non-ioniske tensider; dvs. overfladeaktive stoffer, som stammer fra affedningsmidler, rengørings- og vaskemidler mfl. Stofferne mistænkes for at have en østrogenlignende effekt. Nedbrydningen af NPE resulterer i større østrogeneffekt fra nedbrydningsprodukterne.

DEHP er blødgørere som i store mængder anvendes til PVC, lak, lim og maling. DEHP er fundet kræftfremkaldende på dyr og mistænkes for at have en østrogenlignende effekt.

De organiske og uorganiske miljøfremmede stoffer er især forbundet med udledninger fra separatkloakerede udledninger, men kan forefindes i begge typer kloaksystemer i meget varierende koncentrationer (Marsalek *et al.*, 1989 og Marsalek *et al.* 1999).

Der er lavet flere undersøgelser af koncentrationerne af toksiske stoffer fra især overfladeafstrømninger se f.eks. Miljøstyrelsen (1997), og der er fundet høje koncentrationer af de miljøfremmede stoffer i aflastningerne fra de regnbetingede udløb. I flere tilfælde overskrider koncentrationen i overløbsvandet kravværdierne til udledningerne op til 20 gange (Miljøstyrelsen, 1997).

Flere undersøgelser har vist, at der sker påvirkning af recipienterne pga. de miljøfremmede stoffer. Boutrup *et al.* (1999) har gennem et år undersøgt forekomsten af miljøfremmede stoffer i udvalgte vandløb i Århus Amt, og fandt, at mange miljøfremmede stoffer kan forefindes i både vandløbs vandet og i sedimentet. De fandt samtidig en stigende koncentration under høje vandføringer, hvilket kan skyldes flere forhold: regnbetingede udløb, resuspension fra vandløbsbunden eller yderligere udledning fra renseanlæg. Dybdahl *et al.* (1999) har dokumenteret, at fisk i vandløb i Århus Amt kan, skifte køn. Dette kønsskifte kan skyldes påvirkningen af de østrogenlignende phtalater og p-piller, men ingen identifikation af kilder og koncentration kunne udledes af undersøgelserne.

En omfattende engelsk undersøgelse af østrogene stoffers virkning i ferskvandsmiljøet fandt, at i nærområderne til spildevandsudledninger begyndte han-regnbueørreder udsat i netbure at producere blommeprotein, hvilket betyder at de er blevet udsat for østrogene stoffer, da østrogen medvirker til at igangsætte dannelsen af æggeblommeprotein i leveren. Virkningen synes at stamme fra naturlige østrogener og det syntetiske stof der anvendes i p-piller. Effekten fra østrogenene på regnbueørrederne synes at aftage kort nedstrøms udledningsstedet (Bjerregaard *et al.*, 1999).

Chambers *et al.* (1997) konkluderer i deres opsamling af litteratur omkring østrogenlignende stoffers påvirkning af fisk, at der er målt koncentrationer af østrogenlignende stoffer svarende til koncentrationen i blodet fra gravide kvinder. Samtidigt opsummeres der flere undersøgelser hvor der er en dokumenteret effekt på fisk og organismer i recipienten, f.eks. kønsskifte mm. De konkluderede, at der i Canada var brug for yderligere forskning indenfor området.

Michelbach (1999) omtalte ligeledes, at tyskerne er alarmeret over de stigende koncentrationer af østrogenlignende stoffer i aflastningerne og i vandløbene, men at man indtil nu har, ligesom f.eks. i Danmark, ikke påbegyndt en systematisk identifikation og begrænsning af problemet.

Generelt kan det konkluderes, at erfaringerne med de organiske miljøfremmede stoffer er begrænsede. Der foreligger en vis viden om deres forekomst, men når det gælder omsætninger og effekter i naturen er der næsten ingen viden. Mange undersøgelser har påvist flere organiske miljøfremmede komponenter i vandet i recipienterne og sedimentet, men ingen undersøgelser kan konkludere hvilke stoffer eller ved hvilke koncentrationer der sker en effekt i recipienten. Ligeledes "tør" ingen konkludere, om de mængder der udledes fra regnbetingede udløb har nogen

betydning for recipienten eller om det er en “dråbe i havet” sammenlignet andre udledninger.

Udover ovenstående generelle forurening med miljøfremmede stoffer kan de miljøfremmede stoffer i overløbsvandet være direkte giftige for fisk og smådyrsfaunaen. Marsalek *et al.* (1999 b) undersøgte motorvejs og separat afstrømningerne fra 6 lokaliteter i Canada og fandt, at der fra især motorvejs afstrømninger optrådte en forholdsvis stor sandsynlighed for en kraftig toksisk forurening fra afstrømningen, se Tabel 2.5. De forskellige grader af giftighed defineres ud fra den toksicitetsmetode, der er anvendt.

**Tabel 2.5** Frekvensen af toksiciteten fundet i 3 forskellige kilder af afstrømning (Marsalek *et al.*, 1999 b.)

Afstrømning fra	Ingen forgiftning	Potentiel forgiftning	Bekræftet forgiftning	Kraftig forgiftning
Motorvej	40 %	18 %	22 %	20 %
Urban	60 %	19 %	20 %	1 %
Udløb fra Dam	54 %	32 %	14 %	0 %

Marsalek *et al.* (1999 c) udvidede undersøgelsen til at omfatte 15 lokaliteter i det sydlige Ontario, Canada, hvor både aflastningerne fra separat og fælleskloakerede områder blev undersøgt med flere forskellige toksicitets tests, se Tabel 2.6. Undersøgelsen konkluderede at de nuværende metoder til at teste toksicitet var udmærkede, men man manglede at kunne inddrage dynamikken og variabiliteten i aflastningerne for at metoden kunne anvendes som et generelt værktøj. Som det ses af nedenstående tabel, fandt forfatterne en større giftighed i afstrømningen fra motorveje end fra fælleskloakerede oplande. Dette støttes af bl.a. Mudre (1986) som viste, at belastningerne fra en motorvej i USA påvirkede recipienterne mere med tungmetaller og organiske stoffer end andre kilder og at effekten var en nedsættelse af diversiteten i recipienten.

**Tabel 2.6** Frekvensen af toksiciteten fundet i afstrømningen fra fælleskloakerede oplande og motorveje (Marsalek *et al.*, 1999 c)

Afstrømning fra	Ingen forgiftning	Moderat forgiftning	Kraftig forgiftning
Motorvej	57 %	24 %	19 %
Fælleskloak	80 %	13 %	7 %

Forurenede materiale akkumuleret på vandløbsbunden er generelt et dårligt opholdssted for smådyrsfaunaen og fisk. De kemiske forhold forbundet med forurenede sediment kan føre til forskellige mønstre af forringelse og belastning.

De vigtigste mekanismer for akkumulering af sediment associeret med regnbetingede udløb er sedimentering af de relativt tunge partikler nær og nedstrøms udledningspunktet. Partiklerne stammer fra forskellige kilder i oplandet og derfor kan sedimentet indeholde høje koncentrationer og store mængder af forurenende stoffer. Dette er især gældende for de stoffer der absorberes på organiske fraktioner, såsom metallerne og flere af de nye organiske miljøfremmede stoffer. Størst adsorption forefindes på små organiske partikler (Depinto *et al.*, 1980). Der er dog forskel på hvor hårdt metallerne er bundet i sedimentet og Wilber *et al.* (1980) fandt at ca. 21% af den samlede mængde af metallerne nemt kunne trækkes ud af sedimentet. Problemet med akkumulering er, at der under store afstrømninger i recipienten vil ske en resuspendering af det udsedimenterede materiale samtidigt med at der er en transport fra udløbene oppe i vandfasen. Denne

samlede transport er derfor svær at relatere til et enkelt udløb, da meget af det resuspenderede forurenede materiale meget vel kan oprinde fra tidligere udløb. Der er ingen tvivl om, at der sker en resuspension af miljøfremmede stoffer fra sedimentet. Mederios *et al.* (1983) konkluderede, at tørvejsforureningen med tungmetaller skyldtes frigivelse fra sedimentet, men der eksisterer meget få undersøgelser af tilbageholdelsen og frigivelsen fra sedimentet i recipienten og påvirkningen af de forskellige organismer, så det er svært at konkludere om forureningen af sedimentet fra regnbetingede udløb har nogen effekt, også set i lyset af de andre kilders belastning (Payne *et al.*, 1990 og Pitt *et al.*, 1982). Danske undersøgelser af tungmetaller i bundsedimenter, som modtager vand fra regnbetingede udløb, viste at der sker en betydelig opkoncentrering af div. tungmetaller i bundsedimentet og denne opkoncentrering påvirkede det biologiske miljø (Miljøstyrelsen, 1981).

Klorid fra vejsaltningen kan ligeledes være et problem, og der er henover vinteren i flere undersøgelser målt særdeles høje koncentrationer af klorid og natrium, som kan bevirke ændringer i recipienten. Koncentrationer af klorid i vejvand er målt i intervallet 4 mg/l om sommeren til 3000 mg/l om vinteren (Christensen, 2000).

## 2.6 Opsummering af effekter

- Fysiske

De fysiske effekter kan opdeles i erosion og oversvømmelse.

Erosion pga. den øgede urbanisering anses for at være et væsentligt problem og er dokumenteret i adskillige artikler. Effekter kan være en øget erodering og ændring af vandløbet, øget sedimenttransport, omfordeling af sedimenter og derfor morfologiske ustabile vandløb.

Der er få dokumenterede eksempler på oversvømmelser skabt af regnbetingede udløb, og sådanne oversvømmelser disse anses generelt ikke for et problem i Danmark. Dette hænger sammen med at en stor del af vandløbene er regulerede netop med henblik på at undgå oversvømmelser.

- Æstetiske

Der er dokumenteret æstetiske problemer i recipienterne i forbindelse med regnbetingede udløb i 20 % af tilfældene. Det må derfor anses for et ret udbredt problem. Danske undersøgelser har vist at nogle bygværker udleder ristestof til recipienten. Effekten af denne udledning er en forringelse af vandløbet pga. toiletpapir mm. i recipienten.

- Hygiejniske

Flere undersøgelser viser, at en bakteriologisk udledning kan bevirke at mennesker bliver syge. Der er dog kun meget få steder i Danmark, at udledningen af bakterier fra regnbetingede udløb påvirker badevandskvaliteten.

- Næringssalte

Problemerne omkring næringssalte er meget velbeskrevne i Danmark, og litteraturstudiet har ikke bragt nye forhold frem.

- Biologiske

Litteraturen angiver, at der opstår adskillige biologiske effekter i recipienten under et regnbetinget udløb. Der findes mange beskrivelse af disse effekter, men de angivne årsagssammenhænge er ofte mindre entydige.



Der er enighed om, at den hydrauliske effekt på smådyrsfaunaen er en af de vigtigste effekter af regnbetingede udløb til vandløb. Der kan være tale om den direkte strømningsmæssige påvirkning, som sætter bunddyrene i drift eller den indirekte virkning ved at den forøgede strømhastighed sætter de bundsedimenter, som er bunddyrenes holdepunkter, i bevægelse. Den hydrauliske påvirkning giver ofte anledning til forringelse af faunaindeks.

Flere udenlandske undersøgelser har dokumenteret at iltniveauet i recipienterne bliver påvirket af de regnbetingede udløb. Men der er generelt meget tvivl både om årsagssammenhængen og om den resulterende effekt på iltniveauet fra regnbetingede udløb.

I Danmark er der normalt mindre iltsvind i forbindelse med regnbetingede udløb. Der er i nogle tilfælde rapporteret om iltkoncentrationer i vandløbet svarende til moderate og alvorlige belastninger på fisk. Iltkoncentrationer svarende til alvorlige belastninger er kun rapporteret i forbindelse med vandløb, som i forvejen har dårlige iltforhold. Muligheden for at smådyrsfaunaen (og dermed faunaindeks), pga. de forringede iltforhold, bliver påvirket i en vis grad synes at være til stede, hvorimod sandsynligheden for fiskedød som følge af et lavt iltindhold synes at være ringe.

Der er dokumenteret flere eksempler hvor både smådyrsfauna og fisk er døde pga. regnbetingede udløb. Fælles for disse er, at det enten er en direkte forgiftning eller en kombination af flere effekter samt den aktuelle tilstand af recipienten der har været udslagsgivende.

Miljøfremmede stoffer udledt fra regnbetingede udløb, indvirkning på fisk og smådyrsfaunaen i recipienten er meget uklar.



### 3 Praksis i andre vestlige lande

Regnbetingede udløb administreres med undtagelse af Kbh. og Freb. kommuner af amterne i Danmark. Tilladelserne givet til udledningerne fra regnbetingede udløb, som oftest er fra 70'erne og 80'erne og bygger på individuelle skøn.

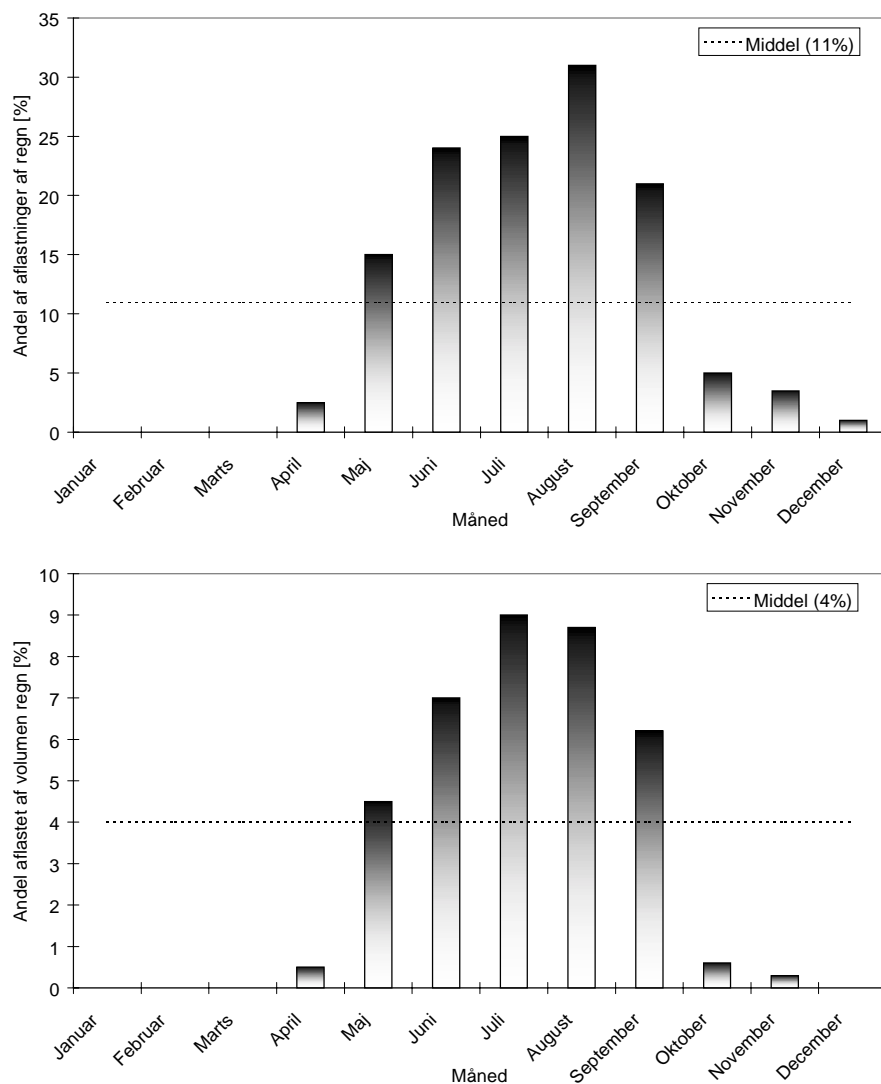
Der er stor geografisk forskel på måden hvorpå disse tilladelser er givet, dette er specielt gældende for separatkloakerede oplande. Dette er også gældende for principperne/kriterierne som er anvendt.

Spildevandskomitéen (1998) viste i deres undersøgelse af praksiserne i amterne, at der hersker betydelige regionale forskelle i den gældende praksis for fastsættelse af krav, som ikke er betinget af politiske målsætninger af recipienterne. Spildevandskomitéen konkluderede, at denne forskel skyldes både at der ikke er konsensus omkring hvilke effekter der er bestemmende i fastsættelsen af kravene til udledningstilladelserne, og at der er brug for generelle operationelle krav, som er baseret på den nyeste viden indenfor området.

Nogle udledningstilladelser er i dag formuleret som et krav til en gentagelseperiode, som oftest mindre end 1 år (typisk 2-10 udledninger pr. år).

Da udledningerne ikke er jævnt fordelt henover året, men er koncentreret i sommermånederne og først på efteråret, synes dette krav ikke at være særligt rationelt begrundet. Dette er illustreret på Figur 3.1, hvor et opland nær Aalborg er analyseret med Odense-serien. Figuren viser at både volumen fra og antallet af regnbetingede udløb er koncentreret i sommermånederne. Det er et centralt spørgsmål, om der skal stilles samme krav til alle udløb eller om kravene baseres på den pågældende recipients kapacitet og sårbarhed.

**Figur 3.1** Aflastnings volumen og frekvens for Frejlev, Nordjylland (Christensen et. al, 1999)



Historisk set har det vist sig at kontrollen af regnbetingede udløb er en vanskelig opgave. Dette skyldes delvist vanskeligheder i kvalitetsbestemmelsen af recipienten samt alle de lokalafhængige variabler, såsom volumen, overløbsfrekvens mm. Flere udledningstilladelser bygger på forældede antagelser om kloaksystemet og recipienten.

Det er derfor af interesse at have et overblik over hvordan man gør i andre lande, som Danmark, geografisk, klimamæssigt og økonomisk kan sammenlignes med.

Nedenstående afsnit vil derfor indeholde eksempler på hvordan flere europæiske og nordamerikanske lande opstiller retningslinier til fastsættelse af udledningstilladelser, udlederkrav og hvordan selve recipientkvalitetsplanlægningen er sket.

Der er publiceret mange metoder, som kan anvendes til at opstille generelle retningslinier, bl.a., Bascomebe, A. D. et. al, 1990, Seager, J, 1994, Borchardt, D. et al., 1997. Fælles for disse referencer er, at de tager udgangspunkt i recipienten. Disse retningslinier er ikke blevet brugt af nogen europæiske lande, men flere lande har overvejet det (Galvin, 1999).

Ydermere vil afsnittet indeholde en gennemgang af den formelle praksis samt behandlingen af danske ankesager omhandlende regnbetingede udløb. Litteraturstudiet har vist at der er få udenlandske ankesager og domsafsigelser omhandlende regnbetingede udløb, hvorfor der kun er begrænset viden at overføre fra udlandet på dette punkt.

### **3.1 Recipient kvalitetsplanlægning med hensyn til regnbetingede udløb**

Planlægningen af recipientkvaliteten mht. regnbetingede udløb i Danmark forstås af amterne. Generelt formuleres kravet til de regnbetingede udløb som, at de ikke må forhindre at målsætningen opfyldes, og at nødvendige tiltag, som bassiner mm., skal sikre at det ikke sker. Dette krav kombineret med krav til begrænsning ved kilden ligger til grund for de individuelle vurderinger der udføres i hvert tilfælde.

Det er det samme billede der optræder, når denne danske praksis sammenlignes med Tyskland, Frankrig, England, Canada og USA.

### **3.2 Regler, normer og vejledninger for regnbetingede udløb**

I Danmark foreligger der ingen gældende love og bekendtgørelser på området. Det bevirker at amterne frit kan fastsætte deres udledningstilladelser udfra egen praksis.

Flere amter bygger deres tilladelser på Spildevandskomitéens (Spildevandskomitéen, 1985) skrift 21 og 22 som fremsætter anbefalinger om overløbenes belastning baseret på statistik for forringelse af iltkoncentrationen i vandløbet. Men andre principper som maksimal vandføring, årlig belastning med organisk stof, -N, -P, opspædning, æstetiske forhold mm. anvendes også.

Der er en tendens til at udledningstilladelserne til de fælleskloakerede områder hovedsageligt gives efter opspædningsprincippet, mens der for de separatkloakerede områder næsten kun udstedes tilladelser efter at begrænse maksimal vandføringen (Spildevandskomitéen, 1998).

I EU er de fleste lande opbygget som Danmark med amter/regioner som igen er underinddelt i kommuner.

Følgende regler, normer eller vejledninger anvendes i udvalgte europæiske lande som Danmark umiddelbart kan sammenlignes med, se Tabel 3.1.

**Tabel 3.1** Regler, normer eller vejledninger for udvalgte europæiske lande i EU, data fra 1994-1998 (Henderson, 1998 og Harremoes, 1994 og EUREAU, 1998 og EUREAU, 1997). (TVV = TørVejrs Vandføringen )

	Belgien	Tyskland	Holland	Frankrig	England (UK)	Luxembourg
<b>Statsopbygning Type</b>	Monarki	Republik	Monarki	Republik	Monarki	Monarki
<b>Regional</b>	3 Regioner 9 Provinser	16 stater med national status	12 provinser	22 regioner 96 departementer	62 landsdele (hele UK)	Distrikter
<b>Lokal</b>	600 Kommuner	Kommuner	720 kommuner	37000 kommuner	880 kommuner (alle England) 88 kommuner/regioner (Irland)	Kommuner
<b>National politik</b>	Ministeriet for miljø og sundhed, Stats miljøministerierne	Både republikken samt de 16 stater	Ministeriet for offentlig arbejde	Miljøministeriet	National vandløbs myndigheder (England), vandløb renholdelse (Skotland), miljø departementet (Irland)	Miljøministeriet
<b>Udledningstilladelser - Mængder - Metoder - Dispensationer</b>	Miljøinstanserne i de 3 regioner	Staterne	Miljøinstanserne i de 12 provinser, samt miljøministeriet (Lokale myndigheder kan udstede for små vandløb)	Departementerne + flere ministerier	National vandløbs myndigheder (England), vandløb renholdelse (Skotland), miljø departementet (Irland)	Miljøministeriet og kommunerne
<b>Design kriterier og praksiser for dimensionering af udløb fra fælleskloakerede områder</b>	- Min. 2-5*TVV. - Nye 5-10*TVV. - 7 overløb pr. år (gælder for Flandern). - Forholdene i recipienterne overvejes	- Min. 7 *TVV, hvor ingen magasinering er krævet. - 2* TVV + infil. til rensning. - A 128 anbefaler 90% TSS til rensning . - A117	- Maksimalt 5 udløb per. år - Tilbageholdelse af min. 9 mm i bassiner per. red. ha. - I tilladelsen er maksimalt udledningen for de forskellige stoffer nævnt	- Ca. 4-6* TVV. - Forureningsmængder inddrages. - Vandkvalitets standarder påregnes indført.	<u>Irland</u> - 6*TVV samt efter formel brugt i UK. - Modellerings teknikker er brugt i forbindelse med recipienter <u>UK samt Skotland</u> - 3*TVV til rensning. - 3*TVV til magasinering - Formel anvendt siden 1970, traditionelt 6,5 - 9* TVV. - Magasinering er tilføjet når fortynding ikke kan opnås. - Vandkvalitets standarder påregnes at afløse de eksisterende metoder.	- Den Tyske A128 bruges som den traditionelle design procedure. - Min. 4-6*TVV.

Flere af ovenstående lande er i øjeblikket i gang med at revidere hele deres forretningsgang og måde hvorpå de behandler regnbetingede udløb, dette skal også ses i lyset af det standardiseringsarbejde der foregår i EU.

Canada er opbygget af 5 regioner, indeholdende et antal kommuner. Regionerne har deres egne procedurer og regler, mht. regnbetingede udløb. Der er dog også fra miljøministeriet i Canada fremsat krav i form af The Fisheries Act og The Environmental Protection Act. The Canada Fisheries Act lov er fremsat og vedtaget for at beskytte fiskene i recipienterne. Denne lov gør det muligt for alle at sagsøge personer, virksomheder, kommuner,

regionerne eller nationen som udleder *Stof som er giftig for fisk* ud i recipienter naturligt indeholdende fisk. Denne giftighed er bestemt for en 96 timers giftighedstest på regnbueørreder.

The Environmental Protection Act angiver derimod retningslinier til regionerne omkring bl.a. badevandskvalitet og drikkevandskvalitet.

Regionerne har individuel lavet deres egne retningslinier, som udførligt beskriver fremgangsmåden, hvorpå regnbetingede udløb skal forhindres i regionen. Regionen kan godt indskærpe reglerne beskrevet i The Environmental Protection Act i deres regionale procedurer, så kommunerne i regionen både skal leve op til de nationale og regionale krav.

Tages der udgangspunkt i retningslinierne fra Ontario som er en af de 5 regioner i Canada, ses den forholdsvis detaljerede opbygning af proceduren, som kommunerne skal følge for at opnå udledningstilladelser.

### **3.2.1 Opbygningen af retningslinierne for Ontario, Canada**

Proceduren (Procedure F-5-5, 1996) er betegnelsen for de retningslinier som både kommunerne og private skal leve op til mht. udledningen af spildevand igennem de regnbetingede udløb i regionen Ontario.

Proceduren er opbygget af 13 punkter, som skal følges når der søges om udledningstilladelser til *nye* regnbetingede udløb. Eksisterende udledningstilladelser kan ikke ændres, men ved den mindste ændring skal der søges på ny, i henhold til retningslinierne.

**Table 3.2** Skematisk oversigt over retningslinierne for regnbetingede udløb i Ontario, Canada (Procedure F-5-5, 1996)

Punkt	Overskrift	Indhold
1	Formål	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eliminere regnbetingede udløb i tørvejs situationer</li> <li>• Minimere følgerne fra regnbetingede udløb</li> <li>• Minimumskrav til badevandskvalitet i henhold til The Environmental Protection Act</li> </ul>
2	Definitioner	Definitioner på bl.a. tørvejs vandføring, gennemsnits år og badestrande
3	Separat- og fællessystemer	Alle nye kloakker skal dimensioneres efter separationsprincippet, dog må eksisterende fællessystemer renoveres i henhold til fællesprincippet
4	Regionale krav til kommunerne	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lave en forureningsminimerings plan, se pkt. 5</li> <li>• Følge minimumskravene specificeret i pkt. 6</li> <li>• Udføre yderligere undersøgelser når:</li> <li>• De regnbetingede udløb overskrider kravene fastsat mht. badevandskvalitet</li> </ul> <p>Der er specielle krav til udledninger til recipienten, angivet i den regionale vandkvalitetsplan fra 1994</p>
5	Forureningsminimerings plan	<p>Planen skal indeholde:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Opsummering af naturen, grunden og omfanget af forureningen</li> <li>• Undersøge alternative muligheder for at forhindre forureningen</li> <li>• Tidsplan og mål</li> </ul> <p>For at tage højde for belastningen fra regnbetingede udløb skal planen indeholde:</p> <p>En karakterisering af kloaksystemet,</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• De fysiske beskrivelser af overløbsbygværket, nødoverløbet og om der er pumper i systemet</li> <li>• Beskrivelser af tilslutninger og overløbsbygværker</li> <li>• Operationel beskrivelse af bl.a. inspektions og vedligeholdelses plan for fælleskloakerede områder</li> <li>• Undersøgelse af alternative foranstaltninger og en konklusion på hvorfor den valgte løsning er optimal</li> </ul>
6	Minimumskrav	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eliminere tørvejs udledninger</li> <li>• Forureningsminimerings krav</li> <li>• Fra 1. april til 1 november skal 90% af alt volumen sendes til rens anlægget, nødvendig magasinering skal sørge for det</li> </ul>
7	Rensningsgrad	Foranstaltninger bør rense udløbsvandet, så koncentrationen af SS i 50% af tiden i de 7 måneder nævnt i pkt. 6 ikke overskrider 90 mg/l. 30% af BOD'en skal fjernes
8	Desinficering	Krav om desinficering af udløbsvandet fra rens anlægget
9	Badevandskvalitet	Regnbetingede udløb må kun aflaste 2 gange i tidsrummet 1 juni til 1 oktober, og skal overholde badevandskravene til E. coli (100 E. coli/100 ml i 95 % af tiden i de 4 måneder)
10	Overvågning	Overvågningsplaner er krævet til særlig følsomme recipienter og skal være detaljeret beskrevet i pkt. 5
11	Saneringsplaner	Saneringsplaner skal laves for områder med fælleskloakering
12	Nye kloakker	Nye kloakker må ikke tilsluttes fællessystemer
13	Håndhævelse	Ansøgninger skal leve op til denne procedure, og kan forkastes med henvisning til denne procedurer

Ovenstående procedure for Ontario i Canada er et eksempel på hvordan den formelle lovgivning praktiseres i regionen. Proceduren lægger op til at ansøgninger om udledningstilladelser udformes vha. de 13 punkter i ovenstående tabel og tilladelserne kun gives hvis ansøgeren har undersøgt



og kan dokumentere, at de få krav er overholdt. Kravene er meget lempelige, men kræver at det samlede system undersøges vha. både målinger og modelberegninger.

Denne procedure lægger op til, til forskel fra Danmark, at det er ansøgeren der skal dokumentere den valgte løsnings effekt.

### 3.2.2 Generel opbygning for retningslinier i USA

I USA er opbygningen den samme som i Canada hvor de 52 stater hver har deres politik på området, styret af en federal politik. Staterne i USA er opbygget af regioner, eller de såkaldte Counties, hvor regionerne siden halvfjerdsere er blevet opfordret til at udarbejde handlingsplaner for regnbetingede udløb.

I 1990 udsendte det amerikanske miljøministerium et forslag til en politik på området. Forslaget lød på to forskellige måder at kontrollere regnbetingede udløb, den *sandsynlige fremgangsmåde* og den *beviselige fremgangsmåde*.

Den *sandsynlige fremgangsmåde* bygger på at kontrolplanen for regnbetingede udløb med tiden skal kunne imødekomme nogle vandkvalitetskrav defineret i deres vandmiljøplan. Dette opnås ved at overholde minimums effektivitet mht. overløbs frekvens eller en procentvis tilbageholdelse af organisk materiale. Den nationale lovgivning tillader 4-6 ubehandlede overløb fra fælleskloakerede områder. I nogle regioner med drikkevandsinteresser er det kun tilladt med et overløb pr. år i gennemsnit.

Den *beviselige fremgangsmåde* bygger derimod på, at det vha. vandkvalitetsmodellering og andre værktøjer er muligt, at bevise at den langsigtede kontrolplan over en årrække kan leve op til den valgte vandkvalitet for recipienten. Således, afhængig af målsætningen for recipienten, vil det være muligt at udlede mere end 6 gange om året, eller det kan blive aktuelt at reducere udledningerne til 0 gange pr. år.

Udover de generelle retningslinier har miljøministeriet i USA udstedt specifikke krav til maksimale koncentrationer af miljøfremmede stoffer (EPA, 1998) og Roesner *et al.*, 1994).

I 1999 udsendte det amerikanske miljøministerium en ny anbefaling, som udførligt beskriver hvordan modellering, overvågning, analyse, karakterisering, planlægning og riskovurdering kan gøres mht. regnbetingede udløb for både kloaksystemet og recipienten (EPA, 1999). Denne anbefaling er fulgt op af flere anbefalinger og en anbefaling omkring minimumskrav. Anbefalingen beskriver 9 minimums kontrolparametre, der bør undersøges inden der gives tilladelse til udledninger fra regnbetingede udløb:

1. Tilstrækkeligt vedligeholdelsesprogram for kloak og overløbsbygværker
2. Maksimere brugen af magasinering i det eksisterende system
3. Revidere og modificere det samlede kloaksystem, så effekterne fra de regnbetingede udløb er minimale
4. Maksimere vandføringen til renseanlægget
5. Eliminere regnbetingede udløb i tørvejr situationer
6. Minimering af flydestoffer fra regnbetingede udløb
7. Plan for at reducere forureningskomponenterne i regnbetingede udløb
8. Informering af offentligheden vedr. overløbshændelser og belastning af recipienten

9. Overvåge tiltagenes indflydelse på forholdene i recipienten for derigennem at optimere minimeringen af belastningen fra regnbetingede udløb

Staterne i USA er som følge af anbefalingens status ikke bundet til at følge den, men de fleste stater har opbygget deres procedure omkring denne anbefaling (King County, 1999).

### 3.2.3 Retningslinier for andre lande

England og Tyskland har også udgivet vejledninger mht. begrænsning af følgerne fra regnbetingede udløb. Ingen af disse har status som lov, men som anbefalinger og skal derfor ikke efterleves. Flere lande har imidlertid brugt især den tyske anbefaling A128 fra det tyske ATV, til at fastsætte minimumskrav f.eks. Luxembourg (ATV, 1992 og FWR, 1998).

## 3.3 Formelle praksis

Udledningstilladelser fra regnbetingede udløb gives i Danmark på baggrund af den ansøgning f.eks. kommunen har indsendt til amtet.

Det er så op til amtet at vurdere om ansøgningen kan overholde kravene til målsætningen i recipienten. På baggrund af denne vurdering kan ansøgningen gives, indskræpes eller forkastes.

Hvis ansøgningen enten skræpes eller forkastes har ansøgeren mulighed for, i henhold til Miljøbeskyttelsesloven, at klage afgørelsen til Miljøstyrelsen. Miljøstyrelsen kan så enten stadfæste, stadfæste med ændringer eller forkaste klagen.

Miljøstyrelsens afgørelse som klagemyndighed kan påklages til Miljøklagenævnet, såfremt det drejer sig om større eller principielle afgørelser. Eksempler på større eller principielle afgørelser, er afgørelser hvor hensynet til væsentlige miljø- eller naturværdier skal afvejes mod andre væsentlige beskyttelsesværdige interesser, herunder vidtrækkende økonomisk betydning for samfundet og adressat.

Hvis tilladelsen gives af amtet kan foreningerne med landsdækkende organisationer og lokale miljøorganisationer i henhold til Miljøbeskyttelsesloven's paragraf 99 og 100 klage.

Denne formelle praksis er generelt også anvendt mange steder i udlandet, bl.a. Tyskland og Canada. Det er i flere lande f.eks. de ordinære domstole, der afgør ankesagerne.

Der foreligger en sag i Chicago, hvor en miljøorganisation indgav klage over en renoveringsplan for byens kloaksystem, inkl. foranstaltninger til regnbetingede udløb. Miljøorganisationen argumenterede at pga. Chicago's placering nær en af de store søer skulle det ikke være tilladt at udlede overløbsvand fra regnbetingede udløb. Miljøorganisationen fik medhold og dommen lød på, at byen skulle lave foranstaltninger til magasinering af en 50 års regn. Denne dom blev omstødt i en senere retssag.

I samme periode stævnedes staten Wisconsin en af kommunerne for at udlede for meget overløbsvand fra et udledningsspunkt, som ikke havde en tilladelse. Staten vandt og kommunen blev beordret til at reducere udledningerne til 2 stk. pr. år (White, 2000).

## 4 Foranstaltninger til begrænsning af forurening fra regnbetingede udløb

Da ikke alt regnvandet fra fælleskloakerede oplande kan opmagasineres i kloaksystemet, kan det under regn være nødvendigt at udlede en vis del af vandet til recipienten. Dette er som oftest gjort via et overløbsbygværk, hvor overløbsvandet enten via andre foranstaltninger (f.eks. grøfter) eller direkte ledes ud i recipienten. Overløbsbygværkerne kombineret med magasinering er en mere og mere anvendt metode til begrænsning af forureningen fra de regnbetingede udløb. Princippet bygger på, at ved at forsinke og tilbageholde et vis delvolumen, forbedres tilbageholdelsen af de sedimenterbare forureningskomponenter.

Udover tilbageholdelse i bassiner og i selve afløbssystemet, er der flere og til tider eksotiske måder at reducere forureningen fra regnbetingede udløb på, hvorfor kun et udpluk af foranstaltningerne er beskrevet i nedenstående kapitel.

### 4.1 Lokal nedsivning

Lokal nedsivning fra f.eks. tagarealer kan være med til at formindske vandvolumenet der ledes til kloakkerne. Der er ikke fundet litteratur, som viser at man har målt en reduktion i volumenet, som ledes til recipienten. Flere har dog vist vha. modelberegninger og antagelser om en reduktionsfaktor, at antallet af regnbetingede udløb og volumenet fra disse kan reduceres ( se. F.eks. Struhar *et al.*, 1997).

Udformningen af nedsivningsdrænene kan variere fra brønde, bassiner til sivedræn og disse er normalt bedst egnede i små, lokale områder, hvor der er lille fare for forurening af grundvandet og hvor jordstrukturen tillader en stor infiltration.

### 4.2 Biologisk filtrering

Anderson *et al.* (1997) viste at det er muligt at anvende biologiske filtre til tilbageholdelse af forureningskomponenter fra overløbsvandet fra regnbetingede udløb. Konceptet er, at der i søjlen, hvori overløbsvandet infiltreres for oven, vil ske en mikrobiologisk nedbrydning af især de organiske stoffer og hvorved tilbageholdelsen forbedres i hele søjlen. Denne nedbrydning forbedres ved at tilføre ilt forned, som derefter transporteres ved diffusion op gennem søjlen.

Pilotanlæg opstillet i forbindelse med udløb fra motorvejsafstrømning viser at der er god tilbageholdelse af især TSS, se Tabel 4.1.

**Tabel 4.1** Tilbageholdelse i biologisk infiltrationsanlæg (Anderson *et al.*, 1997)

Nr.	Opholdstid [h]	Effektivitet %						
		TOC	TSS	PO <sub>4</sub>	NH <sub>4</sub>	Cu	Pb	Zn
1	1,5	13	92	-7	94	27	27	66
2	2,5	30	89	-100	-88	-	-	-

De fandt samtidigt at ved at kombinere jordsøjlen med et bassin forbedres tilbageholdelsen betydeligt. Der foregår stadig en overvågning af

pilotanlægget med henblik på at undersøge om anlægget tilstopper efter en tid eller om f.eks. temperatur mm. har betydning for tilbageholdelsen.

### 4.3 Overløbsbygværker

Den primære funktion for overløbsbygværker er at sikre en tilfredsstillende hydraulisk funktion af det samlede afløbssystem, mens en formindskelse af selve forureningen fra de regnbetingede udløb er et sekundær mål. De mest anvendelige overløbsbygværker i Danmark, er bygværk med overløbskant, varierende fra sideoverløb til centraltoverløb. Generelt er der dårlig stoftilbageholdelse i denne type bygværker, da de ikke er dimensioneret og vedligeholdt optimalt.

Nye overløbsbygværker, som for eksempel bygværker med høj overløbskant og hvirvelseparatorer kan i højere grad dimensioneres med henblik på en veldefineret stoftilbageholdelse (Sørensen, 1991).

#### 4.3.1 Overløbsbygværker med høj overløbskant

Der er lavet flere undersøgelser af den optimale dimensionering af disse overløbsbygværker med henblik på optimal stoffjernelse.

Luyckx *et al.* (1999) lavede forsøg for 20 forskellige konfigurationer af geometrien for et overløbsbygværk med sideoverløb. De konkluderede, at forholdet mellem sedimentationshastigheden og indløbshastigheden og Froude's tallet var de betydende parametre for tilbageholdelse af sedimenterbart stof. Mameren *et al.* (1990) fandt i deres undersøgelse af stoftilbageholdelsen i et overløbsbygværk med dobbeltsidet overløb, en forholdsvis beskeden tilbageholdelse af forureningskomponenter, se Tabel 4.2. Effektiviteten er bestemt som et gennemsnit over 18 overløb. De konkluderer at ved et rationelt design kunne stoftilbageholdelsen optimeres, men at flere bygværker var dimensioneret uhensigtsmæssigt.

**Tabel 4.2** Målt effektivitet i et overløbsbygværk med dobbelt- sided overløb (Mameren *et al.*, 1990)

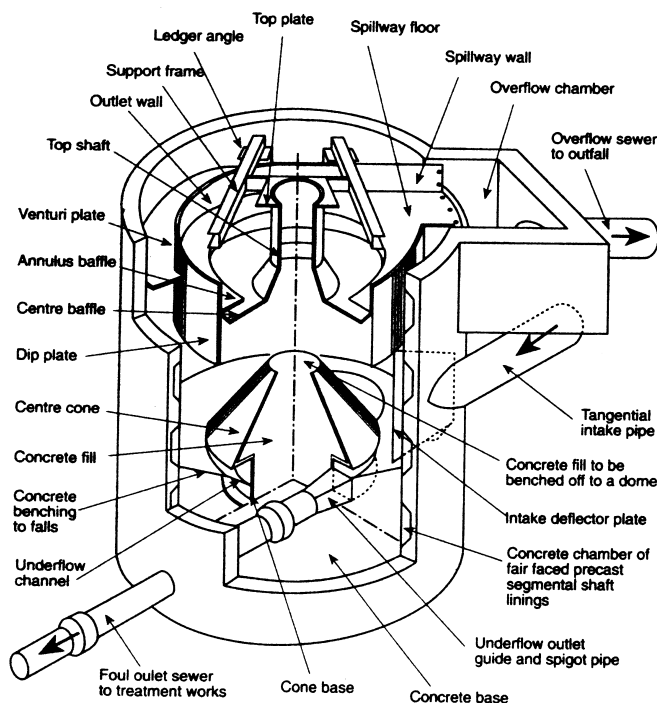
Parameter	Effektivitet [%]
COD	27
BOD	13
Kjeldahl N	7
Total fosfor	7

#### 4.3.2 Hvirvelseparator

Hvirvelseparatoren eller Vortexseparatoren er et bygværk som kan anvendes til at tilbageholde kloaksediment inklusiv store partikler (æstetisk forurening), sediment, og suspenderet stof og de tilhørende forureningskomponenter (BOD, COD, tungmetaller mm.) (biologisk, kemisk forurening).

Bygværket har været anvendt til spildevandsrensning siden 1949, og fremstår i mange udformninger, f.eks. The Fluidsep, Storm King separator, EPA swirl concentrator m.fl. Se Figur 4.1 som viser en skitse af en Storm King separator. Hvirvelseparatoren anvendes mest i England, USA, Canada, Tyskland og enkelte andre europæiske lande og i meget begrænset omfang i Danmark.

**Figur 4.1** The Storm King Hydrodynamic Separator

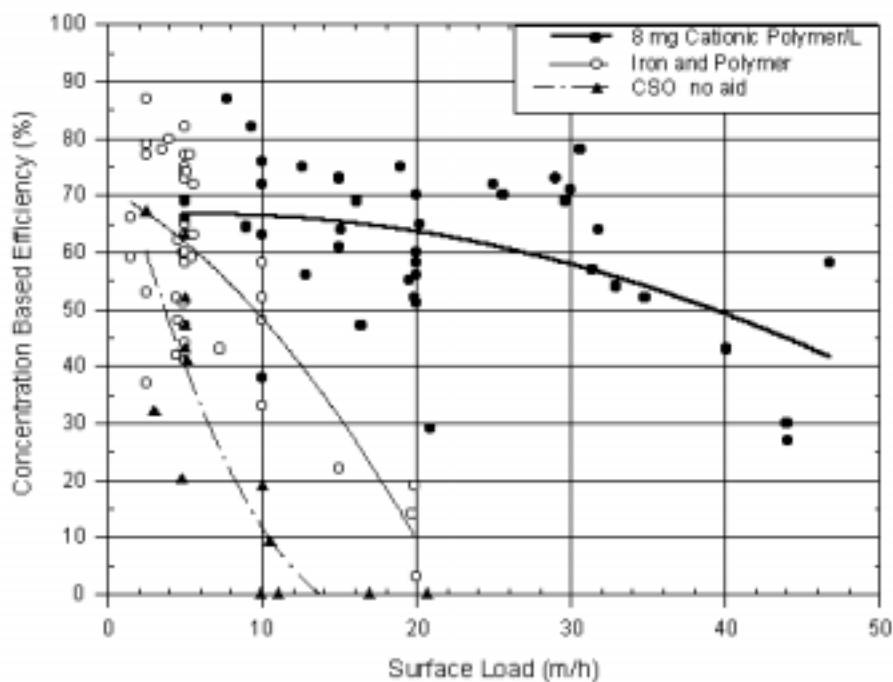


Princippet i separatorerne er fælles for dem alle, da princippet bygger på at sedimentationen i bygværket forstærkes af de roterende strømninger og bevirker sammen med den minimale turbulens en forbedret tilbageholdelse af stof.

*Udenlandske erfaringer med hvirvelseparatoren*

Averill *et al.* (1999) viste at ved at tilføje polymere til vandet i indløbet til en hvirvelseparator i Toronto, Canada opnåedes en forbedret tilbageholdelse selv ved høje overfladebelastninger, Figur 4.2.

**Figur 4.2** Tilbageholdelse i en Hvirvelseparator i Canada i årene 1993-1997 (Averill *et al.* 1999)



Følgende andre målinger af effektiviteten er fundet for hvirvelseparatorer.

**Tabel 4.3** Observeret tilbageholdelse i en hvirvelseparatorer (Andoh, R. Y. G. et al., 1996)

Sted	Overfladebelastning (m/t)	Suspenderet stof effektivitet (%)
1	8	25
2	3,6	51
3	4,3	51
4	2,1	47
5	3,2	65
6	1,5	52
7	3,4	64

**Tabel 4.4** Tilbageholdelse af udvalgte forureningsparametre i en hvirvelseparator (Hedes et al., 1992)

Hændelse	Frekvens [/år]	Effektivitet [%]				Total
		Suspenderet stof	BOD	Klorid	Ammonium	
1	4	43	54	38	44	54
2	7,4	93	94	97	96	96
3	21,4	95	96	96	96	-

**Tabel 4.5** Tilbageholdelse af udvalgte forureningsparametre i en hvirvelseparator, 1 regnhændelse (Boneret al., 1995)

Parameter	TSS	BOD	COD	TKN	Fosfor
Effektivitet %	45	35	43	34	43

Målinger på fuldskala anlæg i USA har vist, at hvirvelseparatorer er op til 10 gange bedre til at tilbageholde suspenderet stof og andre forureningskomponenter, og op til 3 gange bedre til at tilbageholde bakterier m.m. i forhold til traditionelle overløbsbygværker.

Udviklingen indenfor de sidste år har bevirket, at den uheldige effekt med sedimentation i separatorerne under tørvejr er elimineret. Ydermere er især nogle designs indenfor hvirvelseparatorer stabile ved selv store hydrauliske belastninger (Andoh et al., 1998)

#### Danske erfaringer med hvirvelseparatoren

Der er ligeledes i Danmark udført målinger på flere hvirvelseparatorer. Der er bl.a. lavet et miljøprojekt, Miljøprojekt nr. 50 (Miljøstyrelsen, 1993), samt et erhvervsforskerprojekt på Aalborg Universitet, (Sørensen, 1991), som eksperimentelt undersøgte tilbageholdelsen af partikler i en hvirvelseparator, henholdsvis i felten og i laboratoriet.

Følgende danske effektivitetsmålinger er udført for hvirvelseparatorer.

**Tabel 4.6** Effektivitetsmålinger for hvirvelseparatoren i Ullerslev by 1991, 3 hændelser (Miljøstyrelsen, 1993)

Stof	COD	Total-P	Bundfald 2h ml/l
Effektivitet %	2	24	24

**Tabel 4.7** Effektivitetsmålinger for hvirvelseparatoren i Hvam, Holstebro kommune 1990, 11 hændelser (Hedeselskabet, 1991)

\* COD-ss er total COD fratrukket COD-fil. Ingen prøver med en rensegrad på 0 er medtaget i middelværdi- og spredningsberegningerne

Parameter	COD	COD-fil	COD-ss*	SS
Middelværdi ± spredningen	40 ± 24	34 ± 27	50 ± 30	49 ± 25

**Table 4.8** Effektivitetsmålinger for hvirvelseparatorer i Sædding, Esbjerg kommune 1993-1994, (NIRAS, 1995)

Hændelse	Effektivitet %		
	COD	N	P
20.09.93	49	71	62
22.09.93	67	65	46
24.05.94	82	57	77
14.06.94	57	92	90
16.06.94	-	-	88
17.06.94	51	88	88
20.06.94	-	83	85

Der er, som det kan ses, blandede og spredte erfaringer med brug af hvirvelseparatorer i Danmark. Dette kan skyldes de begrænsede ressourcer, der har været sat ind på målingerne af deres virkemåde.

Flere steder i Australien og i USA kombineres hvirvelseparatorer med en stor kurv som effektivt opsamler større fraktioner i overløbsvandet (f.eks. dåser m.m.). Denne løsning vurderes at være mindre relevant i Danmark, pga. udformningen af de danske nedløbsbrønde i forhold til de australske og amerikanske.

#### 4.3.3 Riste

Riste i overløbsbygværker kan bruges til at tilbageholde suspenderet stof i overløbsvandet og derved begrænse den æstetiske effekt i recipienten. På trods af ristes anvendelse i bygværker i mange år er der meget lidt kvantitativ information omkring stoffjernelsen i disse.

Rister fungerer ofte uhensigtsmæssig, især hvor ristegods kan give en hurtig tillukning af ristearialet, hvilket kan give en uønsket opstuvning i tilløbsledningen. Denne tillukning medfører, at der er risiko for at ristemateriale bliver revet gennem risten pga. den høje gennemstrømningshastighed.

Flere riste er i de sidste år blevet udstyret med foranstaltninger som børster ristestoffet væk fra risten. Disse riste har vist at kunne tilbageholde op til 98,5 % af alt sediment over en diameter på 6 mm. og fungerer stabilt under høje hydrauliske belastninger (Pisano, 1995).

Dette bevirker at riste kan forhindre en primært æstetisk forurening.

Tromlesien fungerer i princippet på samme måde, hvor den vandrette tromle er placeret i et bassin, og udløbet foregår gennem selve ristearialet i tromlen. Tromlen vil kontinuerligt blive renset af børster, som gør at der ikke sker en tilstopning af ristearialet.

Brombach *et al.*, (1997) fandt at ca. 21 % af COD og 18 % af det sedimenterbare materiale kunne tilbageholdes af tromlesien, målt over en periode på flere år.

#### 4.4 Bassiner

Brug af bassiner til begrænsning af effekterne fra regnbetingede udløb har længe været anvendt til opmagasinerung af overløbsvandet og udsedimentering af forureningen, både i Danmark og i resten af verden.

Bassiner kan både være tørre bassiner, dvs. bassiner der kun fyldes op under overløb fra kloakken og tømmes efter hændelsen, samt våde bassiner som kan fungere som rekreative områder og bassiner på samme tid. Våde bassiner er ikke særligt udbredte i Danmark.

#### 4.4.1 Tørre bassiner

I mere end 20 år har bassiner været anvendt til at opmagasinere vand fra regnbetingede udløb. Til trods for denne lange anvendelse har bassiner ofte været anset for at være utilstrækkelige. Indtil for nylig var det kun effekten af opmagasineringen af vand og drænet til renseanlægget, der kunne beregnes, mens sedimentationen af sedimenterbart materiale ikke kunne beskrives pga., at de processer der påvirker sedimentationen i de stærkt turbulente bassiner var ukendte.

Der er især i USA, Tyskland og Frankrig lavet studier af eksisterende bassiners evne til at tilbageholde forureningskomponenter. Disse bassiner bl.a. first flush bassiner, altså et bassin med flere kamre samt bassiner af efterklarings typen mfl., viste en særdeles god tilbageholdelse af især sedimenterbart stof.

Michelbach *et al.* (1996) viste for et bassin af efterklarings typen at:

- En stor tilbageholdelse i bassinet ved små overfladebelastninger
- Op mod 80% af det sedimenterbare materiale kan udsedimenteres, hvor det sedimenterbare materiale defineres som partikler med en faldhastighed større end 0,01 cm/s
- En reduktion af den samlede COD med 50 %

ISWW (1986) skriver, at hvis bassinet dimensioneres ordentligt vil følgende effektiviteter kunne opnås:

- TSS ca. 80%
- COD ca. 60 %
- Part. bly Ca. 65%
- Part cadmium Ca. 65 %
- Part. kobber Ca. 70 %

Standly (1996) undersøgte et amerikansk bassin i Greenville, N. C. og fandt en god tilbageholdelse af de partikulære fraktioner mens der var en negativ tilbageholdelse af det opløste stof, se Tabel 4.9. Samme forfatter lavede ydermere et litteraturstudium af andre tørre bassiner og fandt samme tilbageholdelse i andre bassiner om end med en stor spredning.

På grund af usikkerheden med hensyn til årsagen til iltsvind (jævnfør afsnit 2.5.2) i vandløbet i forbindelse med regnbetingede udløb må det påpeges at en reduktion af udledningen af organisk stof med anvendelsen af bassiner i relation til iltsvind, ikke er dokumenteret i litteraturen (SVK,1985).

**Tabel 4.9** Udvalgte stoffers tilbageholdelse i det undersøgte bassin i Greenville N. C. (Standly, 1996)

Parameter	Bassin effektivitet %		
	Middel	Median	Interval
TSS	68	71	42-83
Partikulært org.	39	45	-4 -63



Partikulært N	47	43	28-71
Partikulært P	34	33	14-57
Cadmium	24	54	-100-93
Krom	42	49	9-72
Kobber	29	26	11-54
Bly	44	55	2-79
Nikkel	40	43	4-90
Zink	27	26	6-38
PO <sub>4</sub> -P	19	26	-5-36

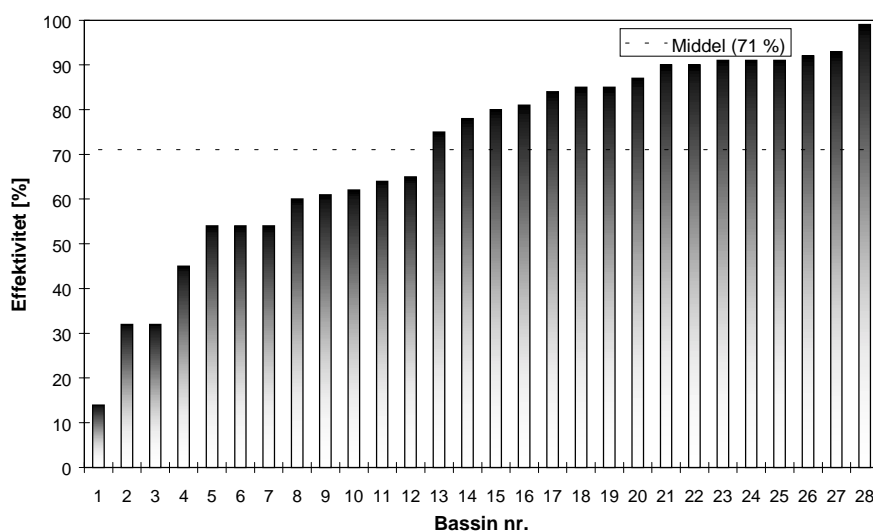
#### 4.4.2 Våde bassiner

Våde bassiner er ikke udbredt til brug til opmagasinering af regnbetingede udløb fra urbane arealer i Danmark, men bruges meget til magasinering og udjævning af afstrømninger fra motorveje. I USA og Canada er de våde bassiner derimod meget anvendt til brug til opmagasinering og stoffjernelse af regnbetingede udløb fra separatkloakerede udløb. Mange af bassinerne udformes som søer og passes ind i de omkringliggende omgivelser.

Schueler *et al.* (1997) lavede et litteraturstudium af tilbageholdelsen i 28 våde bassiner. For en fuld gengivelse af tilbageholdelsen for alle de undersøgte stoffer henvises til kompendiet.

TSS-tilbageholdelse var gennemsnitlig for de 28 bassiner 71 %, se Figur 4.3.

**Figur 4.3** Tilbageholdelse af TSS for 28 våde bassiner i USA (Schueler et al., 1997)



Pettersson (1998) lavede en undersøgelse af tilbageholdelsen i et motorvejsbassin nær Gøteborg og en god tilbageholdelse af udvalgte metaller og TSS, se Tabel 4.10.

**Tabel 4.10** Forureningstilbageholdelse i motorvejsbassin nær Gøteborg, Sverige for 3 hændelser (Pettersson, 1998)

Hændelse	Effektivitet %		
	Zink	Bly	TSS
1	39	49	59
2	67	78	81

Der er generelt en god tilbageholdelse af partikulært stof i våde bassiner.

#### 4.5 Rensning af overløbsvandet

Rensning af overløbsvandet vinder mere og mere frem, da det vha. denne metode er muligt at rense vandet på en hurtig og kompakt måde. Mange af metoderne er hentet fra vandrensningen.

##### 4.5.1 Flokkulering og sedimentation

Der findes flere mekanisk-kemiske renseprocesser der muliggør en fjernelse af suspenderet stof, organisk stof og fosfor i overløbsvandet. Processen er kompakt og kan klare store variationer i indløbsbelastningen. Processen udføres ved at tilsætte flokkuleringsmidler og mikrosand til overløbsvandet og derved flokkulere partiklerne til større slamflokke, som kan udsedimenteres i sedimentationstanken. Derved bindes forureningskomponenterne til de udsedimenterede slamflokke.

Plum et al.(1998) fandt at der var en god tilbageholdelse af SS, Total-P og COD i et pilot ACTIFLO-anlæg i Lyngby-Taarbæk selv under høje overfladebelastninger, se Tabel 4.11.

**Tabel 4.11** Tilbageholdelse af SS, Total-P og COD i et ACTIFLO pilot anlæg i Lyngby-Taarbæk (Plum et al., 1998)

Overflade belastning m/h	Effektivitet %		
	SS %	Total-P %	COD %
80	68	83	53
	88	90	67
	82	91	59
100	78	84	49
	85	90	64
	76	89	51
120	73	80	48
	60	83	64

Booker *et al.* (1996) vist at der i et pilot SIROFLOC anlæg ligeledes var en god tilbageholdelse af forureningskomponenter, se Tabel 4.12.

**Tabel 4.12** Typisk tilbageholdelse i pilot SIROFLOC anlæg (Booker *et al.*, 1996)

Parameter	Effektivitet %
TSS	88
Tubiditet	85
Olie og fedt	90
COD	54
BOD	49
Total-P	89
Total-N	18
Ammonium	0
Total Coli	99
Kobber	86
Zink	85

Det er bemærkelsesværdigt at næsten alle coliforme bakterier kan fjernes i denne proces.

#### 4.5.2 UV og kløring mm.

Desinficering af overløbsvand fra fælleskloakerede udløb udføres for at mindske udledningen af patogener til recipienten. Denne desinficering kan udføres på følgende måder:

- Varme behandling og elektricitet (meget energikrævende)
- Tilsætning af desinficerende midler
- Brug af hurtig oxiderende stoffer, såsom ozon mm.
- Bestråling med intense energikilder, f.eks. UV-lys.
- En kombination af ovenstående måder.

Fælles for alle metoderne er at de er mest effektive ved høj omrøring.

Metoderne er forholdsvis dyre, og det bør i ethvert tilfælde vurderes hvorvidt der er et behov, f.eks. ved badestande, drikkevands interesser mm..

Lainé *et al.* (1998) viste at ved at påvirke udløbsvandet med UV-stråling kunne næsten alle patogener og bakterier fjernes, se Tabel 4.13.

**Tabel 4.13** Fjernelsen af patogener i overløbsvandet vha. UV-stråling (Lainé *et al.*, 1998)

Parameter	Effektivitet %
E. coli	95
Entrokokker	95
Enterovirus	100
Salmonella	85
Helmith æg	75
Giardia cyster	94

Stimson (1999) lavede pilotforsøg ved brug af UV-lys til reduktion af patogener fra regnbetingede udløb og fandt, at der ca. kunne fjernes mellem en faktor 1000 - 100000 afhængig af overløbsvandet.

Flere artikler nævner kløring af udløbsvandet, f.eks. O'Shea *et al.* (1991) og Stimson (1999), som en effektiv metode til at begrænse indholdet af patogener i overløbsvandet fra regnbetingede udløb.

Der er dog ikke fundet litteratur, som med målinger kan bekræfte denne påstand.

Ozon kan også anvendes som desinficeringsmiddel, og Stimson (1999) fandt at overløbsvand fra fælleskloakerede områder kan reduceres til <200 E. coli/100 ml. ved 3 min. kontakttid.

Det er ikke bevist at UV og kloring fjerner de sygdomsfremkaldende vira og bakterier fra overløbsvandet.

#### 4.6 Sandfiltre

Sand og andre filtermedier kan anvendes til at tilbageholde bestanddele i overløbsvandet, primært gennem en fysisk filtrering. I Canada og USA anvendes der flere steder et sandfilter i forbindelse med udløbet fra bassiner og overløbsbygværker, hvor udløbsvandet skal gennem dette sandlag inden det strømmer til recipienten.

Urbonas (1999) undersøgte tilbageholdelsen af forureningskomponenter i et sandfang, og fandt at der var en god tilbageholdelse, se Tabel 4.14.

**Tabel 4.14** Feltundersøgelse af tilbageholdelsen af forureningskomponenter i et sandfilter (Urbonas, 1999)

*MCR = Most common data range*

Parameter	Effektivitet %		
	Lav	Høj	MCR
TSS	8	96	80-94
T-P	5	92	50-75
T-N	-130	84	30-50
TKN	0	90	60-75
Total kobber	0	71	20-40
Total Zink	50	98	80-90

Urbonas (1999) kommenterede at der kunne være problemer med tilstopningen af sandfilteret samt der var tvivl omkring holdbarheden af samme. Dette undersøges i øjeblikket i Canada (Marsalek, 1999).

#### 4.7 Sammenfatning

Som det ses af ovenstående foranstaltninger er der flere muligheder der kan anvendes til at mindske især den partikulære forurening fra regnbetingede udløb. Foranstaltningerne kan enten anvendes enkeltstående eller kobles til. Der er f.eks. stor succes med at kombinere et bassin med en hvirvelseparator.

Opsummeres de beskrevne foranstaltninger, ses der at være en stor mulighed for at begrænse udledningen af forureningskomponenter fra regnbetingede udløb.

I tilfælde med angivne negative effektiviteter skal forstås således, at der er strømmet mere forurening ud af foranstaltningen (oftest bassinet) end ind, hvilket formentlig skyldes resuspension af bundsedimenter.

Det er vigtigt at forstå, at foranstaltninger der med fordel kan anvendes i ét tilfælde, ikke nødvendigvis er den optimale løsning i andre tilfælde, da forholdene varierer meget lokalt. Ovenstående tabel viser også den store spredning der er for foranstaltningerne. Derfor må ovenstående

foranstaltninger nøje holdes op mod hinanden og sammen med målinger af hydrografen og polutografen udvælges.

Målinger er ikke inkluderet i den danske dimensioneringspraksis, men kan med fordel inkluderes ved dimensionering af større anlæg eller anlæg som aflaster til særlig følsomme recipienter. Målinger af vandføring og stofbelastninger kan med større sikkerhed bestemme hvilken løsning der er optimal i netop den konkrete opgave.

Nye undersøgelser har vist at numeriske modeller kan bruges til at optimere dimensioneringen af foranstaltninger til begrænsning af især partikulært materiale. Modellerne gør brug af meget komplicerede strømnings- og partikeldynamiske betragtninger, og beregner den givne effektivitet ud fra indparametre som vandføring og partikelsedimentationshastighed, se f.eks. Neerup-Jensen *et al.*, (1999) og Saul *et al.* (1998) mfl..

Disse undersøgelser, koblet med studier, som viser at det med forholdsvis simple modeller er muligt at bestemme belastningen fra kloaksystemet som funktion af tiden, gør at det er muligt at bestemme stofbelastningen fra kloaksystemet som funktion af vandføringen og tørvejrperioden (Schlütter, 1999).

Det er derved med numeriske modeller muligt at bestemme det mest optimale design af foranstaltningen, da indparametrene med stor sikkerhed er bestemt. Modellerne mangler dog at blive verificeret på eksisterende foranstaltninger.



## 5 Litteratur

**Amstrong, J. W.; Thom, R. M.; Southwoth, G. R., 1981.**

Impact of a combined sewer outfall on a abundance, distribution and community structure of subtidal benthos. *Marine env. Res.* 4, pp 3-23.

**Anderson, B.C.; Caldwell, R.J.; Crowder, A.A.; Marsalek, J.; Watt, W.E., 1997.**

Design and operation of an aerobic biological filter for the treatment of urban stormwater runoff. *Wat. Qual. Res. J. Canada Vol. 32(1)* pp. 119-139.

**Andoh, R. Y. G., 1998.**

Improving environmental quality using hydrodynamic vortex separators. *WQI jan/feb. 1998* pp. 47-51.

**Andoh, R.Y.G.; Smisson, R.P.M., 1996.**

The practical use of wastewater characterization in design. *Wat. Sci. Tech.* 33(9) pp. 127-134. 1996.

**Arnold, C. L.; Borison, P. J.; Patton, P. C.; 1982.**

Sawmill Brook: An example of rapid geomorphic change related to urbanization. *Journal of geology* 90, pp. 155-166.

**ATV, 1992.**

A128 Standards for the Dimensioning and design of stormwater structures in combined sewers. *UDC 628.211.628.258.*

**Averill, D.; Chessie, P.; Henry, D.; Marsalek, J.; Seto, P., 1999.**

High-rate physical-chemical treatment of combined sewer overflows. *8<sup>th</sup> international conference on urban storm Drainage Sydney Australia 30 aug. - 3. Sep. 1999.*

**Bascomebe, A. D.; Ellis., J. B.; Rewitt, D. M.; Shutes, R. B. E., 1990.**

The development of ecotoxicological in urban catchments. *Wat Sci. Tech.* Vol. 22(10/11) pp. 173-179.

**Bjerregaard, P.; Korsgaard, B., 1999.**

Østrogene virkninger i vandmiljøet. *Miljøforskning nr. 40 dec. 1999* pp. 11-13.

**Boner, M.C.; Ghosh, D.R.; Harper, S.R.; Turner, B.G., 1995.**

Modified vortex separator and uv disinfection for combined sewer overflow treatment. *Wat. Sci. Tech.* 31(5) pp. 263-274 1996.

**Booker, N.A.; Ocal, G.; Priestley, A.J.; 1996.**

Novel high-rate processes for sewer overflow treatment. *Wat. Sci. Tech.* 34(3-4) pp. 103-109.

**Booth, D. B., 1990.**

Stream-channel incision following drainage-basin urbanization. *Water Resour. Bull.* 26 pp. 407-417.

**Borchardt, D.; Statzner, B., 1990.**

Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flume: population loss by drift and availability of refugial space. *Aquatic Sciences* 52/4 1990 pp. 299-314.

**Borchardt, D., 1997.**

Urban stormwater discharges ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures. *Wat. Sci. Tech. Vol. 36 (8-9) pp. 173-178.*

**Boutrup, S., 1999.**

Miljøfremmede stoffer i vandløb. *Vand og miljø. 6( 3) pp. 100 - 104.*

**Brombach, H.; Michelbach, S.; Wöhrel, C., 1993.**

Feststoffe in der mchwasserkanalisation; sedimentation und remobilisierung. *Korrespondenz Abwasser 40(12) pp. 1910-1926, 1993.*

**Brombach, H.; Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H.; Pisano, W.C., 1997.**

Operational experience with CSO sieving treatment. *Wat. Sci. Tech. Vol. 36(8-9), pp. 213-218.*

**Brookes, A., 1988.**

Channelized Rivers: Perspectives for environmental management. *John Wiley & Sons, New York, New York USA.*

**Burkham, D. E., 1981.**

Uncertainties resulting from changes in river form. *Proceedings ASCE Hydraulics Division 107( HY5), pp. 593-610.*

**Burm, R. J., 1966.**

Bacteriological comparison between combined and separate sewer discharges in southwestern Michigan. *WPCF vol. 38, no3 pp.400-409.*

**Burm, R. J, 1967.**

The bacteriological effects of combined sewer overflows on the Detroit river. *Journal WPCF vol. 39, no3 pp.410-424.*

**Chambers, P.A.; Allard, M.; Walker, S.L.; Marsalek, J.; Lawrence, J.; Servos, M.; Busnarda, J.; Munger, K.S.; Adare, K.; Jefferson, C., 1997.**

Impact of municipal wastewater effluents on Canadian Waters: A review. *Wat. Qual. Res. J. 32(4) pp. 659-713.*

**Christensen, C. L.; Johansen. R.; Kristjánsdóttir, S. G.; Milwertz, L.; Pedersen, L. K.; Spring, A. A.; Thomsen, M. H.; 1999.**

Analyse af Frejlevs afløbssystem og Aabybro Renseanlæg. *Aalborg Universitet, 1999.*

**Christensen, L. B, 2000.**

Forurening af vand og jord undersøges intensivt. *Byggeteknik, energi og miljø vol. 13(163) 7. Feb. 2000.*

**Davis, P. S.; Crabtree, R. W., 1991.**

Evaluation of interim water quality planning procedures: The Littelborough case studie. *FW Report No. Fr 0204 UK.*

**Depinto, J. V., 1980.**



Aquatic sediments. *Jour. of Wat. Pol. Control Federation* 52(6). pp 1656-1670.

**Dewailly, E. C., 1986.**

Health hazards associated with windsurfing on polluted water. *Am. Public health* 76, pp. 690-691.

**Dutka, B. J.; Marsalek, J., 1993.**

Urban impact on river shoreline microbiological pollution. *J. Greate Lakes Res.* 19: pp. 665-674.

**Dybdahl, A., 1999.**

Han-skaller skifter køn. *Århus Stifttidende* 21-10 1999.

**Edsall, T., 1996.**

Nearshore waters of the Great Lakes. *SOLEC'96, 6-8 november 1996.*

**EPA, 1998.**

Federal register, national recommended water quality criteria; notice; republication. *EPA dec. 1998* (<http://www.EPA.gov>).

**EPA, 1999.**

Guidance for monitoring and modelling. *EPA 832-B-99-002.*

**EUREAU, 1997.**

Stormwater pollution control in EU member states. *EU Study contract no. B4-3040/96/000173/mar/DI- primary draft.*

**EUREAU, 1997 a.**

Stormwater pollution control systems in EU member states. *European waste water group.*

**EUREAU, 1998.**

Stormwater pollution control in EU member states. *EU Study contract no. B4-3040/96/000173/mar/DI.*

**Frich, P.; Roseenørn, S.; Madsen, H.; Jensen, J.J., 1997.**

Observed precipitation in Denmark, 1961 - 1990. *Danish Meteorological institute, technical report 97-8.*

**FWR, 1998.**

A planning guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather. *ISBN 0952171244.*

**Galvin, G., 1999.**

Mundtlig interview, 1999. *Department of the environment and local government, Irland.*

**Gaterell, M. R., 1997.**

Sewer overflows in eastern England: a general survey for environmental investment. *European Water Pollution Control* pp. 46-54.

**Hall, K. J.; McCallum, D. W.; Lee, K.; Macdonald, R., 1998**

Characterization and aquatic impacts of combined sewer overflows in greater Vancouver, British Columbia. *Wat. Sci. Tech.* 38(10) pp. 9-14.

**Hammer, T. R., 1972.**

Stream channel enlargement due to urbanization. *Water Resources Research* 8(6), 1530 -1540.

**Harremoës, P.; Malmgren-Hansen, A., 1990**

Lærebog i vandforurening. ISBN 87-502-0671-0.

**Harremoës, P., 1994.**

Overview of basic principles for combined sewer overflows, legislation, design and methods in EU member states. *Combined sewer overflow- a European perspective, seminar marts 24 1994.*

**Heaney, J. P., 1980.**

Nationwide assessments of receiving water impact from urban storm water pollution: First quarterly progress report. *Env. Eng. Sci. University of Florida, Gainesville, Florida.*

**Hedes, P. E; Lockley, P. E.; Martin, J. R, 1992.**

A field study of an hydrodynamic separator combined sewer overflow. *NOVATECH 92 Lyon France pp. 349-358.*

**Hedeselskabet, 1991.**

Hvirvelseseparator i kloakken. *Industri- og handelsstyrelsen, 1991, udarbejdet af Hedeselskabet.*

**Henderson, R., 1997.**

Stormwater pollution control in EU member states- an overview. *Lavet i samarbejde med EUREAU i 1997.*

**Horner, R. R., 1994.**

Fundamentals of urban runoff management: Technical and institutional issues. *Institute, of Environment Washington D. C.*

**House, M. A., 1993**

Urban drainage -impact on receiving water quality. *Wat. Sci. Tech. Vol. 27(12), pp. 117-158.*

**Hvitved-Jacobsen, T., 1991.**

Pollution from urban runoff- oxygen depletion in streams and rivers. *TRITON Training Course, 1991-1992. EC program COMETT II.*

**Hvitved-Jacobsen, T., 1999.**

Stofindhold i regnbetingede udledninger samt recipientpåvirkning. *Ferskvandscentret, Silkeborg 7.-8. April 1999.*

**Hvitved-Jacobsen, T., 1999.**

Svinder iltsvindet?. *EVA nr. 3 1999 pp.11-15.*

**ISWW, 1986.**

Stoffstrøme in der urbanhydrologie- kanalisation band II.

**Keefer, T. N.; Simons, R. K.; McQivey, R. S., 1979.**

Dissolved oxygen impact from urban storm runoff. *EPA-600N2-79-150, US EPA, Cincinnati Ohio.*

**Ketchum, L. H., 1978.**

Dissolved oxygen measurements in Indiana streams during urban runoff. *EPA-600/2-79-135 US EPA, Cincinnati Ohio.*

**King County, 1999.**

King County's CSO Program- A comparison with other CSO programs in Washington state. *June 1999.*

**Laine, S.; Poujol, T.; Dufay, S.; Baron, J.; Robert, P., 1998.**

Treatment of stormwater to bathing water quality by dissolved air flotation, filtration and UV disinfecting. *Wat. Sci. Tech. 38(10) pp 99-150.*

**Lee, G. F., 1994.**

Are real water quality problems being addressed by current structural best management practices. *Public Works vol. 125 (12) pp. 53-72.*

**Luyckx, G.; Vaes, G.; Berlamont, J., 1999.**

Experimental investigation on the efficiency of a high side weir overflow. *Wat. Sci. Tech. 39(2) pp. 61-68. 1999.*

**Makepeace, D. K, 1995.**

Urban Stormwater Quality: Summary of contaminant Data. *Critical Review in environmental Sci. And Tech 25(2) pp. 93-139.*

**Mameren, H.J.; Zuidervliet, J., 1990.**

Improved overflows in a sewerage system as a pollutant load-reducing device. *Wat. Sci. Tech. 22(10-11) pp. 181-187.*

**Marsalek, J., 1989.**

Evaluation of pollutant from urban sources. *Wat. Sci. Tech. vol. 22(10/11) pp. 22.30.*

**Marsalek, J., 1992 .**

Urban impacts on bacteriological pollution of the St. Clair River in Sarnia: Sources and Cleanup. *Wat. Sci. & Tech. 27 (112) pp. 31-70.*

**Marsalek, J. Rochfort, Q.; Brownlee, T.; Mayer, T.; Servos, M.; Dutka, B.; Brownlee, B., 1999.**

Toxicity of wet-weather pollution sources: stormwater and CSO's. *I.B. Jolliffe and J.E. Ball(eds.), Proc. of the 8th Int. Conferences. Urban water, in press.*

**Marsalek, J. Rochfort, Q.; Brownlee, T.; Mayer, T.; Servos, M., 1999 b.**

An Exploratory study of urban runoff toxicity. *Wat. Sci. Tech. 39(12), pp. 33-39.*

**Marsalek, J., 1999 c.**

Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations. *Urban Water 1 (1999) pp. 91-103.*

**Marsalek, J., 1999 d.**

Management of urban wet-weather flow pollution in Canada.

**Marsalek, J., 1999 e.**

Mundtlig interview, København 1999.

**Medeiros, C.; Leblanc, R.; Coler, R. A., 1983.**

An in situ assessment of the acute toxicity of urban runoff to benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2, pp. 119-126.

**Medeiros, C.; Coler, R. A.; Calabrese, E. J., 1984.**

A laboratory/field investigation into biological effects of urban Runoff. *Wat. Res. Int. Center, Uni. Of Massachusetts, Amhurst.*

**Michelbach, S.; Wöhrel, C., 1994.**

Settable solids from combined sewers: settling, stormwater treatment and sedimentation rates in rivers. *Wat. Sci. Tech. Vo. 29(1-2), 1994.*

**Michelbach, S.; Weiss, G. J., 1996.**

Settable sewer solids at stormwater tanks with clarifier for combined sewage. *Wat. Sci. Tech. 33(9) pp. 261-267, 1996.*

**Michelbach, S., 1999.**

Mundtlig interview, Bad Mergentheim 7-december 1999.

**Miljøstyrelsen, 1981.**

Regnvandsundersøgelser 1979-1980 slutrapport. *Miljøprojekt 33, ISBN 87-503-3607-3.*

**Miljøstyrelsen, 1993.**

Regulering af tilløb til renselanlæg ved hvirvelseparatorer. *Miljøstyrelsen Miljøprojekt nr. 50 1993 ISBN 87-7810-001-1.*

**Miljøstyrelsen, 1997.**

Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. *Miljøprojekt 355 ISBN 87-7810-763-6.*

**Miljøstyrelsen 1, 1997.**

Badevandskort 1997. *Miljønyt nr. 23.*

**Miljøstyrelsen, 1998**

Punktkilder 1997. *Miljøstyrelsen.*

**Mudre, J. M, 1986.**

An analysis of the contamination effects of highway generated heavy metals on roadside stream ecosystems. *PhD thesis presented to the Virginia polytech.*

**Neerup-Jensen, O. ; Larsen, T.; Rasmussen, M. R., 1999.**

Tilbageholdelse af partikulært stof i forsinkelsesbassiner. *Stads- og havneingeniøren 1999(12) pp. 24-27.*

**NIRAS, 1995.**

Anvendelse af hvirvelseparatorer i offentlige afløbssystemer; foreløbig udgave. *NIRAS, Ribe Amt og Esbjerg Kommune.*

**Nordjyllands Amt, 1999.**

Tilsynsrapporter fra 20 kommuner.

**Nygaard, C., 2000.**

Data fra Herningsholm Å-systemet. *Ikke-publiceret materiale.*

**O'Shea, M. L. 1991.**

Detection and disinfection of pathogens in storm-generated flows. *Can. J. Microbiol.* 38 pp. 267-276.

**Oliveiri, V. P. et al, 1989.**

Microbiological impacts of storm sewer overflows. *Urban discharges and receiving water quality impacts* pp 47-52.

**Payne, J.A.; Hedges, P.D., 1990.**

Evaluation of the impacts of discharges from surface water sewer outfalls. *Wat. Sci. Tech.* 22(10/11) pp. 127-135.

**Pettersson, T. J. R, 1998.**

Water quality improvement in a small stormwater detention pond. *IAW-Congress, Vancouver, 1998.*

**PH-Consult, 2000 a.**

Model for Usseørd Å. *PH-Consult for Arbejdsgruppen for Usseørd Å.*

**PH-Consult, 2000 b.**

Vandløbsmodel for Herningholm Å. *PH-Consult for Herning Kommune.*

**Pisano, P. E, 1995.**

Comparative assessment: Vortex separator, Rotary sieves and "combing" screens for CSO floatables control. *Water environment federation annual conference, Oktober 1995 Miami USA.*

**Pitt, R. E.; Bozeman, M., 1982.**

Sources of urban runoff pollution and its effect on an urban creek. *EPA-600/52-82-090. U.S. EPA, Cincinnati Ohio USA*

**Pitt, R. E.; Bissonette, M., 1983.**

Bellevue urban runoff program. Summary Report. *PB84-237313, Water Planning Division U.S. EPA, Cincinnati, Ohio.*

**Plum, V.; Dahl, C.P.; Bentsen, L.; Petersen, C.R.; Napstjert, L.; Thomsen, N.B., 1998.**

The ACTIFLO method. *Wat. Sci. Tech.* 37(1) pp. 269-275 1998.

**Procedure F-5-5, 1996.**

Determination of treatment requirements for municipal and private combined and partially separated sewer systems.

<http://www.ene.gov.on.ca/envision/env%5freg/documents/9procf55.html>.

**Protele, G. J., 1982.**

Effects of Seattle area highway runoff on aquatic biota. *WA-RD-39.11, PB8-3-170761, Washington State Department of transportation, Olympia.*

**Ribe amt, 1999.**

Regionplan 2008- Administrativ del. *Ribe Amt 1999.*

**Robinson, A. M, 1976.**

Effects of urbanization on stream channel morphology. *Bulletin nr. 111, Dec. 1976 pp. 115 - 127.*

**Roesner, L.A.; Rowney, A.C., 1994.**

Overview of federal law and USEPA regulation for urban runoff. *Wat. Sci. Tech. Vol. 29(1-2) pp. 445-454.*

**Saeger, J., 1990.**

The impact of storm sewage discharges on the ecology of a small urban river. *Wat. Sci. Tech. 22(10/11) pp.163-170*

**Saul, A. J.; Stovin, V. R., 1998.**

A computational fluid dynamics (CFD) particle tracking approach to efficiency prediction. *Water Res. Vol. 37 no. 1 pp. 285-293.*

**Schlütter, F., 1999.**

Numerical modeling of sediment transport in combined sewer systems. *Ph-D afhandling, Aalborg Universitet 1999, ISSN 0909-4296.*

**Schwarzenbach, R. P., 1993.**

Environmental organic chemistry. *ISBN 0471839418.*

**Scott, J. B.; Steward, C. R.; Stober, Q. J., 1986.**

Effects of urban development on fish population dynamics in Kelsey Creek, Washington. *Trans. Amer. Fisheries Society 155(4), pp. 555-567.*

**Seager, J., 1994.**

Developments in water quality standards and classification schemes in England and Wales. *Wat. Sci. Tech. Vol. 30 (10) pp. 11-19.*

**Seyfried, P. L., 1985.**

A prospective study of swimming-related illness I and II. *Can. J. Public health pp. 1068-1075.*

**Shutes, R. B. D., 1984.**

The influence of surface runoff on the macro-invertebrate fauna of an urban stream. *The Sci. of total Env. 33, pp. 271-282.*

**Skriver, J.; Baattrup-Pedersen, A.; Larsen, S. E., 1997.**

Vandløbenes miljøtilstand. *Teknisk rapport nr. 214 pp. 29 - 46.*

**Spildevandskomitéen, 1985.**

Forurening af vandløb fra overløbsbygværker. *ISBN 87-87254-06-9.*

**Spildevandskomitéen, 1998.**

Rapport om udledningskrav for regnbetingede udløb fra kloaksystemer i relation til fysiske forhold i vandløb. *Aalborg Universitet, marts 1998*

**Spildevandskomitéen, 1999**

Regional variation af ekstremregn i Danmark. *Skrift nr. 26.*

**Standly, W., 1996.**

Pollution removal by a stormwater dry detention pond. *Wat. Env. Res. 68 pp.1076- 1083, 1999.*

**Stimson, M. K., 1999.**

High-rate disinfecting techniques for combined sewer overflow. *26<sup>th</sup> annual water resources planning and management conference in Tempe, Arizona June 6-9 1999.*

**Struhar, D., 1997.**

A case study of combined sewer overflow pollution: Assessment of sources and receiving water effects. *Wat. Qual. Res. J. Canada* 32(3) pp. 563-578 1997.

**SVK, 1985.**

Forurening af vandløb fra overløbsbygværker. *Ingeniørforeningen i Danmark, Spildevandskomiteen, København.*

**Sørensen, M. S., 1991.**

Stofseparation i overløbsbygværker. *Erhvervsforskerprojekt EF212, Aalborg Universitet.*

**Urbaonas, B., 1995.**

Stream stability under a changing environment. ISBN 1566701597 pp. 77 - 101.

**Wagner, A., 1996.**

Hydraulic impact of stormwater discharges on urban streams- 2D versus 1D modelling. *Hydrodynamics* ISBN 9054108606 pp. 1039-1045.

**White, K., 2000.**

Brev.

**Wilber, W. G.; Hunter, J. V., 1980.**

The influence of urbanization on the transport of heavy metals in New Jersey streams. *Water Res. Res. Int. Rutgers University, New York.*

**Williams, K. A.; Green, D. W. J.; Pascoe, D., 1984.**

Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. *Freshwater biological monitoring. Pergam Press Oxford, England* pp.81-94

**Wolman, M. G, 1967.**

A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels. *Geographic Annals* 49A, pp. 385-395.

**World Resource Institute, 1996.**

*World resources 1996 -1997. Oxford University Press, New York.*

**Århus Amt, 1997.**

Overløbsbygværker i Århus Amt.