

Best Practice til kortlægning samt
reduktion af overløb fra
fælleskloakerede afløbssystemer

Denne rapport er udarbejdet under DHI's ledelsessystem, som er certificeret af Bureau Veritas for overensstemmelse med ISO 9001 for kvalitetsledelse



Godkendt af

X

Approved by

Best Practice til kortlægning samt reduktion af overløb fra fælleskloakerede afløbssystemer

Udarbejdet for Miljøstyrelsen
Repræsenteret ved Joannes Jørgen Gaard

Projektleder	Ole Mark
Kvalitetsansvarlig	Sten Lindberg
Projektnummer	11820515
Godkendelsesdato	30. november 2017
Revision	Final
Klassifikation	Åben



INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Resume	3
2	Baggrund og formål	5
3	EU og dansk lovgivning	7
4	Miljømål.....	9
4.1	Generelle miljømål	9
4.2	Kemisk tilstand	9
4.3	Stoffer i forhold til vurdering af økologisk tilstand	10
4.3.1	Marine vandområder	10
4.3.2	Søer	10
4.3.3	Vandløb	11
4.3.4	Grundvand	11
5	Kvantificering af effekter af overløb fra fælleskloak	13
5.1.2	Etablering af viden/overblik over afløbssystemet	17
5.1.3	Kvantificering af klage fra borger	17
5.1.4	Identifikation af ikke-registrerede overløbsbygværker	17
5.2	Udvælgelse af nye overløb, der måles ved	18
5.2.1	Udvælgelse med udgangspunkt i analyse af afløbssystemet.....	18
5.2.2	Udvælgelse med udgangspunkt i analyse af recipienten	19
6	Målinger i fælleskloak	21
6.1	Vandstandsmålinger	21
6.2	Vandføringsmålinger	22
6.3	Målinger af vandkvalitetsparametre	22
6.4	Kvalitetskontrol.....	25
6.5	Opsamling af data, drift og vedligeholdelse.....	26
7	Metoder til at fastlægge frekvens samt volumen af regnbetingede overløb fra fælleskloak	27
7.1	Bestemmelse af overløbsfrekvens.....	27
7.2	Bestemmelse af overløbsvolumener på basis af målinger	27
7.2.1	Bestemmelse af overløbsvolumen på basis af vandføringsmålinger	28
7.2.2	Bestemmelse af overløbsvolumen på basis af vandstandsmålinger	28
7.2.3	Bestemmelse af overløbsvolumen på basis af modellering af overløb	29
7.3	Bestemmelse af stofmængder aflastet fra overløb	29
7.3.1	Identifikation af overløb, som aflaster store stofmængder	30
7.3.2	Stofkoncentration i overløbsvand.....	30
7.3.3	Modellering af stof i overløbsvand	31
8	Metoder til reduktion af regnbetingede overløb.....	33
8.1	Tiltag ved kilden	33
8.1.1	Lokal afledning af regnvand.....	34
8.1.2	Udjævning af regnbetinget belastning	34
8.1.3	Separat kloakering	35
8.2	Tiltag på afløbssystemet	35

8.2.1	Sparrebassiner, rørbassiner og kombi-bassiner	35
8.2.2	Strømningsregulerende bygværker	36
8.2.3	Styring	36
8.2.4	Renseeffekt.....	37
8.3	Tiltag ved udløbet	37
8.4	Metode til økonomiske beregninger.....	39
9	Teknologikatalog: Måleteknologi	43
9.1	Vandstandsmålinger	43
9.1.1	Non-kontakt vandstandsmålinger	43
9.1.2	Kontakt-vandstandsmålinger	45
9.1.3	Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering af vandstandsmålere	46
9.1.4	Nøjagtighed.....	46
9.1.5	Driftsforhold.....	46
9.2	Vandføringsmålinger	47
9.2.1	Vandføringsmålinger i åbne kanaler og delvist fyldte rør	47
9.2.2	Vandføringsmålinger i fyldte rør.....	49
9.2.3	Vandføringsmålinger i åbne kanaler ved hjælp af specielle bygværker	49
9.2.4	Vandføringsmålinger ved overløbsbygværker.....	50
9.2.5	Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering.....	51
9.2.6	Nøjagtighed.....	51
9.2.7	Driftsforhold.....	51
9.3	Måling af vandkvalitet	51
10	Teknologikatalog til reduktion af overløbsmængder og udledt forurening.....	53
10.1	Reduktion af belastning med overfladevand	53
10.1.1	Opstuvning på terræn	53
10.1.2	Permeable befæstelser.....	54
10.1.3	Faskiner	56
10.1.4	Grønne tage.....	57
10.1.5	Regnbede	59
10.1.6	Render og grøfter.....	60
10.2	Bygværker og hydraulisk-mekaniske enheder for tilbageholdelse af vandet i afløbssystemet.....	62
10.2.1	Sparebassiner (aflastningsbassin).....	62
10.2.2	Kombi-bassiner	64
10.2.3	Vandbremsere og afløbsregulatorer	65
10.2.4	Bøjeklap, fjedreklap og variabel overløbskant.....	67
10.3	Realtidsstyring af afløbssystemer	68
10.3.1	Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering.....	69
10.3.2	Fysiske forhold	69
10.3.3	Økonomi.....	69
10.3.4	Drift og vedligehold	69
10.3.5	Lokal reaktiv kontrol	69
10.3.6	Global realtidskontrol	71
10.4	Mekanisk rensning af overløbsvand	72
10.4.1	Skumskærme.....	72
10.4.2	Riste	73
10.4.3	Hvirvelseseparator	75
10.4.4	Desinfektion af overløbsvand	76
10.4.5	Aktiv rensning af overløbsvand.....	78
11	Referencer.....	81

1 Resume

Det fremgår af "Aftale om Fødevarer- og landbrugspakke" mellem Regeringen (Venstre) og Konservative, Dansk Folkeparti og Liberal Alliance, at "Antallet af hændelser, hvor regnbetingede udløb belaster vandløb med blandt andet organisk stof, skal følges tæt med henblik på at kunne vurdere, om der fremadrettet er behov for at skærpe indsatsen for at reducere antallet af hændelser yderligere.

Belastningen af naturen fra regnbetingede udløb fra fælleskloaker udgør en lille del af den samlede landbaserede tilførsel af næringsstoffer til alle kystafsnit. I Vandområdedistrikt Jylland og Fyn udgør kvælstof fra alle regnbetingede udløb ca. 1 procent af den samlede belastning, mens regnbetingede udløb udgør ca. 7 procent af den samlede kvælstofbelastning i Vandområdedistrikt Sjælland.

Det er målsætningen, at overløb fra fælleskloak kortlægges på et tilstrækkeligt niveau til at eftervise, om de givne udledningstilladelser bliver opfyldt. Supplerende er formålet med kortlægning af regnbetingede overløb at opnå en klar basisviden om mængder af vand og stof, som udledes fra de enkelte overløbsbygværker. Nærværende tekniske notat angiver metoder til kortlægning af overløb, så målsætningen kan imødekommes.

Dette tekniske notat er udarbejdet for Miljøstyrelsen i 2017 som resultatet af et partnerskab, der havde til formål at:

- Kortlægge, hvordan volumener og stofmængder fra regnbetingede overløb fra fælleskloakerede systemer kan bestemmes
- Beskrive de løsninger, der eksisterer på markedet til at bestemme overløbsmængder af vand og stof
- Beskrive de muligheder, der findes i dag til reduktion og rensning af overløbsvand

Ifølge Miljøstyrelsen anbefales det at benytte følgende vejledende procedure i forbindelse med kortlægning af regnbetingede udløb fra fælleskloakerede systemer og tiltag til at reducere regnbetingede overløb:

1. Opdatering af data

- Kommunen skal i følge Miljøbeskyttelsesloven give udledningstilladelse til alle overløb og dette skal fremgå af kommunens spildevandsplan.
- Kommunen skal i følge og dataansvarsaftalen registrere alle overløbslokaliteter i PULS
- Kommunen fastsætter i udledningstilladelsen jf. spildevandsvejledningen krav for hvilke mængder, der må aflastes for hvert overløb

2. Inspektion af overløbsbygværker

- Forsyningen skal sikre, at alle overløbsbygværker er hensigtsmæssigt indrettet. Som minimum bør der være riste og skumbræt ved alle overløb. Endvidere bør alle bygværker være vedligeholdt, som minimum bør riste være rensset og bygværket været rensset for aflejringer.
- Forsyningen bør foretage opmålinger i bygværket, hvis der mangler vigtige data (til evt. modelberegninger). Dette kan for eksempel være overløbskote og længde for at kunne beregne aflastede mængder.

3. Påvirkning af vandmiljøet

- Forsyningen undersøger efter overløbsbygværker har været i kraft, om der er visuel påvirkning ved udløb til de modtagende vandområder og umiddelbart nedstrøms disse.
- Kommunen bør i forbindelse med udarbejdelse af spildevandsplanen undersøge, om der kan registreres påvirkning fra overløb i overvågningsdata.
- Kommunen bør foretage en vurdering af om en eventuelt aflastning er betydelige i forhold til følsomhed af det vandområde, hvortil der udledes.

4. Hot spot måleindsats

- Kommunen skal i forbindelse med udarbejdelse af spildevandsplanen vurdere, hvilke overløb der er kritiske i forhold til påvirkning af de lokale vandområder og hvor der er tvivl om de faktiske overløbsmængder, bør der ske en tidsbegrænset eller permanent registrering af overløb.

5. Vurdering af evt. indsatsbehov

- Kommunen vurderer baseret på 1-4., om der er et indsatsbehov. Forsyningen skal så på baggrund af kommunens eventuelle krav vurdere, om der skal ske forbedring i form af simple forbedringer af bygværk (rist og overløb), eller er der et behov for at reducere aflastning/rensning af overløbet.

Dette notat understøtter denne vejledende procedure. Notatet giver først en generel introduktion til EU- og dansk lovgivning for overfladevandområder og grundvandsforekomster samt miljømål for vandområderne: den kystnære del af havet, søer, vandløb og grundvand. Derefter kommer beskrivelser af kortlægning af overløbsmængder af vand og stof. Dette inkluderer metoder til identifikation af overløb, herunder hvordan ikke-registrerede overløbsbygværker kan identificeres, samt teknologi til at måle og modellere overløb. Endelig bliver teknologier til reduktion af regnbetingede overløb gennemgået. Metoderne til reduktion af overløb er delt op efter:

1. Tiltag ved kilden, dvs. reduktion af tilstrømningen
2. Tiltag på afløbssystemet
3. Tiltag ved overløbet

Ad 1) Tiltag ved kilden vil typisk bestå i at reducere tilstrømningen af overfladevand, som bevirker, at den hydrauliske belastning af afløbssystemet formindskes, og at overløb nedstrøms reduceres.

Ad 2) Tiltag på afløbssystemet består hovedsageligt i at udnytte eller fremskaffe ekstra volumen og hermed udjævne den hydrauliske belastning, hvilket vil reducere overløbet.

Ad 3) Tiltag ved overløbet består i enten at indføre styring af overløbsbygværket eller at rense vandet.

Notatet indeholder endvidere to teknologikataloger med en oversigt over de vigtigste teknologier inden for arbejdet med at kortlægge og reducere overløbsmængder. Teknologikatalogerne er:

- Måleteknologi i relation til overløb
- Metoder til at reducere overløb.

2 Baggrund og formål

Regnbetingede overløb fra fælleskloakker, bl.a. som følge af større og flere regnhændelser, udgør en stor miljømæssig udfordring for spildevandsselskaberne i dag. Dette notat er udarbejdet for Miljøstyrelsen i 2017 som resultatet af et partnerskab, der havde til formål at kortlægge, hvordan miljøpåvirkning fra regnbetingede overløb fra fælleskloakerede systemer kan bestemmes, hvilke løsninger der er på markedet i dag til at bestemme miljøpåvirkningerne, samt hvilke muligheder der er for at reducere og rense overløbene.

I tilknytning til projektet blev der dannet et partnerskab af interessenter på overløbsområdet. Der er i projektet gennemført en række møder med partnerskabets deltagere med henblik på at inddrage deres viden og erfaringer inden for kortlægning af overløb og tiltag til at reducere overløb. Deltagerne i partnerskabet var:

- Aarhus Vand
- Dansk Miljøteknologi
- DANVA
- DTU
- EnviDan A/S
- Esbjerg Forsyning
- Esbjerg Kommune
- Furesø-Egedal Forsyning
- Grønbech & Sønner A/S
- Helsingør Kommune
- Hillerød Forsyning
- HOFOR
- HydroSystems ApS
- Ikast-Brande Spildevand
- Kolding Kommune
- KRÜGER A/S
- Københavns Kommune
- Mosbæk A/S
- Skanderborg Forsyning
- Sorbisense A/S
- Stjernholm A/S
- Danova
- VandCenter Syd

Rapporten er struktureret, så den giver en opsummering af EU's og danske nationale miljøkrav (kapitel 3 og 4) samt et overblik over:

- Metoder til kortlægning og bestemmelse af overløbsmængder (kapitel 5 og 6)
- Mulige teknologier, der kan benyttes til at bestemme (kapitel 7) og reducere effekten af regnbetingede udledninger fra fælles kloaksystemer (kapitel 8).

Notatet er understøttet af to teknologikataloger - ét der dækker kortlægning af overløb (teknologikatalog 1), og ét, der dækker metoder til at reducere overløb (teknologikatalog 2).



3 EU og dansk lovgivning

EU's vandrammedirektiv, der trådte i kraft d. 22. december 2000, skal sikre, at alle vandområder – vandløb, søer, den kystnære del af havet samt grundvandet – har god tilstand. Direktivet fastsætter en række miljømål og opstiller overordnede rammer for den administrative struktur for overvågning og gennemførelse af tiltag i vandmiljøet. Fra 2009 til 2015 er Vandrammedirektivet implementeret i dansk lovgivning ved miljømålsloven /1/, som indeholder overordnede bestemmelser om vanddistrikter, myndigheders ansvar, miljømål, planlægning og overvågning, mv.

I 2013 trådte loven om vandplanlægning /2/ i kraft. Formålet med vandplanlægningsloven er ligesom miljømålsloven at fastlægge rammerne for beskyttelse af overfladevand og grundvand. Frem til 2015 angav vandplanerne definerede retningslinjer for myndighedernes administration af Vandrammedirektivet. Disse havde bindende virkning for myndighedernes planlægning og administration. Efter 2015 blev vandplanerne erstattet af vandområdeplanerne.

Vandområdeplanerne blev offentliggjort den 27. juni 2016, men gælder for planperioden 22. december 2015 – 22. december 2021. Vandområdeplanerne giver et samlet overblik over vandplanlægningen, men indeholder ikke bindende forpligtelser. Bindende forpligtelser er fastsat i Bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster (bekendtgørelse om miljømål) og Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter (bekendtgørelse om indsatsprogrammer).

Bekendtgørelsen om indsatsprogrammer skal via det specifikke indsatsprogram bl.a. sikre, at regnbetingede udledninger ikke er årsag eller medvirkende årsag til, at miljømålsætninger for vandområderne ikke kan blive opfyldt. Indsatsen består således i at reducere overløb i et omfang, der sikrer, at udledningen ikke er til hinder for, at der kan opnås målopfyldelse i vandområderne. Desuden må nye udledninger ikke medføre forringelse af tilstanden i de vandområder, hvor der udledes, se vejledning¹ til bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter.

Foranstaltningerne over for regnbetingede udledninger realiseres gennem kommunernes spildevandsplanlægninger efter bekendtgørelsen om spildevandstilladelser /3/. Efter miljøbeskyttelsesloven /4/ er et spildevandsanlæg defineret som såvel åbne som lukkede ledninger samt andre anlæg, der tjener til afledning eller behandling af spildevand i forbindelse med udledning til vandløb, søer eller havet, afledning til jorden eller anden form for bortskaffelse. I samme bekendtgørelse er spildevand defineret som alt vand, der afledes fra beboelse, virksomheder, øvrig bebyggelse samt befæstede arealer. Dette betyder, at regnbetingede overløb er dækket af den lovgivning, der er gældende for spildevandsanlæg. Af miljøbeskyttelsesloven fremgår det, at kommunalbestyrelsen giver tilladelse til udledning af spildevand, der tilføres vandløb, søer eller havet. Kommunalbestyrelsen er således tilladelsesmyndighed, både når det gælder udledning af spildevand fra renseanlæg og udledning af overløb fra kloakker.

Miljøstyrelsen er tilsynsmyndighed for spildevandsselskabernes regnbetingede udledninger.

Reguleringen kan kort opsummeres ved følgende:

1. Miljø- og Fødevarerministeren fastsætter konkrete miljømål for de enkelte vandområder i henhold til lov om vandplanlægning. Miljømålene fastsættes i bekendtgørelse om miljømål.
2. Udledningstilladelse for et spildevandsanlæg gives af den kommunale miljømyndighed under hensyntagen til vandområdets miljømål. Der må ikke gives en udledningstilladelse, som hindrer opfyldelse af vandområdets miljømål.

¹ <http://mst.dk/media/133301/bilag-1-vejledning-4-juli-2017.pdf>

3. Tilsynsmyndigheden kan meddele forsyningsselskaberne påbud om overholdelse af de gældende krav i regnbetingede udledningstilladelser. Tilsynsmyndigheden kan endvidere som følge af ændringer i vandområdes miljømål meddele påbud med ændrede udlederkrav i forsyningsselskabernes regnbetingede udledningstilladelser. Ændringer i eksisterende udledninger skal ske via Spildevandsplanen, hvor forsyning og kommune bliver enige om forbedringer, hvorefter det er forsyningen, der skal ansøge om ny tilladelse, som meddeles af kommunen.
4. Kommunen skal ifølge dataansvarsaftalen registrere alle overløbslokaliteter i PULS.

4 Miljømål

Indsætser over for regnbetingede udløb i bekendtgørelse om indsatsprogrammer skal gennemføres, fordi udledningerne er årsag til eller medvirkende årsag til, at miljømålet for vandområderne ikke kan opfyldes. Der er i vandområdeplanerne og bekendtgørelse om indsatsprogrammer ikke defineret generelle administrative retningslinjer vedrørende overløbsfrekvenser, overløbsvolumen og kvaliteten af overløbsvand.

4.1 Generelle miljømål

Miljømålene for konkrete overfladevandområder og grundvandsforekomster er fastsat i bekendtgørelse om miljømål. Miljømålet er som udgangspunkt "god tilstand", som er opnået for overfladevand, når både den økologiske tilstand og den kemiske tilstand er god. Ved "god tilstand" for grundvand forstås den tilstand, en grundvandsforekomst har nået, når den både har god kvantitativ tilstand og god kemisk tilstand. Miljømålene fremgår af MiljøGIS /5/.

Miljøstyrelsen (tidligere Naturstyrelsen) har tidligere sendt en orientering til kommunerne om vandplanlægningens beskyttelse af vandforekomster og andet vand, hvoraf det fremgår, at vandområder, for hvilke der ikke er fastsat et miljømål, og som ikke er inkluderet i vandområdeplanerne, administreres efter miljøbeskyttelsesloven, naturbeskyttelsesloven /6/ og vandløbsloven /7/. Styrelsen anførte i denne skrivelse, at overfladevand og grundvand, som ikke er betydende for indfrielse af vandrammedirektivets formål, skal beskyttes og forbedres, således at direktivets generelle miljømål om "god tilstand" kan nås for alle vandforekomsterne. Som konsekvens heraf bør det sikres, at der ikke meddeles tilladelser og godkendelser, som måtte være til hinder for, at vandforekomsterne opnår "god tilstand".

Et vandområde har god tilstand, for så vidt angår miljøfarlige forurenende stoffer, når de målte stofkoncentrationer ikke overskrider de miljøkvalitetskrav, der er fastsat i Bekendtgørelse om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand. Miljøkvalitetskravet skal være opfyldt for vandområdet i sin helhed. Miljømålet i et vandområde er således opfyldt, for så vidt angår miljøfarlige forurenende stoffer, når koncentrationer af stofferne ikke overskrider fastsatte miljøkvalitetskrav. Omvendt vil et vandområde ikke opfylde miljømålet, hvis blot koncentrationen af ét miljøfarligt forurenende stof overskrider et fastsat miljøkvalitetskrav, jf. overvågningsbekendtgørelsens bestemmelser om vurdering af overvågningsresultater og klassificering af vandforekomsternes tilstand.

4.2 Kemisk tilstand

Ifølge Vandrammedirektivet er medlemsstaterne forpligtet til, at der skal ske en progressiv reduktion af forurening med prioriterede stoffer samt standsning eller udfasning af emissioner, udledninger og tab af prioriterede farlige stoffer. Listen over prioriterede stoffer, herunder, prioriterede farlige stoffer, fremgår af bilag 2 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. Listen bliver løbende revideret i EU.

I de fire vandområdeplaner for Danmark er der udpeget en række stoffer i relation til regnbetingede udledninger, hvor det er særligt sandsynligt, at disse kan give anledning til, at miljømålet for vandforekomster ikke kan opfyldes. De stoffer, der er nævnt, er: barium, bly, kobber, krom, kviksølv, nikkel, vanadium, zink, bisphenol A, DEHP, LAS, nonylphenol, phthalater, PAH og TCCP (2-chloro-(1-methylethyl) fosfat).

4.3 Stoffer i forhold til vurdering af økologisk tilstand

Den økologisk tilstand i vandområderne afhænger af mange forskellige forhold, men en væsentlig faktor er tilførslen af næringssalte, organisk stof og suspenderet stof, som bl.a. kommer fra kloakoverløb. Vandområder med fast grænse for stofkoncentrationer bør vurderes i henhold til stofkoncentrationer. Der er dog mange faktorer - herunder andre forureningskilder, vandområdets fysiske-kemiske, hydromorfologiske og biologiske tilstand - der bestemmer, hvor stor stofbelastningen kan være. Derfor kan der være behov for at modellere vandområdet for at skaffe mere viden om effekterne i forhold til vandområdets tilstand.

I det følgende er væsentlige forhold vedrørende den økologiske tilstand i søer, vandløb og marine vandområder gennemgået.

4.3.1 Marine vandområder

Til bedømmelse af marine vandområders økologiske tilstand benyttes en række biologiske kvalitetselementer som ålegræs, klorofyl og bundfauna, der vil være påvirket af tilstedeværende koncentrationer af næringssalte og miljøfarlige forurenende stoffer. I forbindelse med vandområdeplanerne for 2015-2021 er det ved modelberegningerne påvist, at der især er behov for en reduktion af kvælstoftilførslerne til de danske kystvande for at opnå en belastning der understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand.

I udledningstilladelser for renseanlæg vil generelle krav til koncentrationer af COD, BOD, Total-N og Total-P være fastsat.

Mange renseanlæg har gennemsnitlige koncentrationer, der ligger lavere end de fastsatte, og for renseanlæg, som udleder til ferskvandsområder, er udledningskravene generelt lavere.

Mindre restriktive krav kan anvendes ved overløb, der kun udleder en sjælden gang, men modelberegning af de udledte mængder af organisk stof, kvælstof og fosfor bør gennemføres i disse tilfælde for at få detaljerede oplysninger om de miljømæssige konsekvenser og om, hvorvidt udledningen har betydning for opfyldelse af målsætningen.

Som udgangspunkt har spildevandsoverløb begrænset betydning for den økologiske tilstand i de marine kystvandsområder, men særligt i oplande domineret af bymæssig bebyggelse kan de dog have betydning for de marine vandområders tilstand.

I vandområdeplanernes bilag 1 findes en oversigt over de samlede landbaserede tilførsler af kvælstof til de danske kystvande og de belastningsniveauer, der understøtter, at der kan opnås god økologisk tilstand. For udledninger til badevandsområder, som skal overholde Badevandsdirektivets krav til *E.coli* og enterokokker, skal opfyldelse af disse krav også sikres ved fastsættelsen af udleder krav.

4.3.2 Søer

Den væsentligste årsag til, at søer ikke har god økologisk tilstand, er tilførslen af fosfor, og derfor er en vurdering af fosforbelastning - herunder udledninger til søer - af stor betydning i forhold til at opnå god økologisk tilstand. I forhold til at forbedre vandkvaliteten i søer er fosfor således den mest kritiske parameter, men der bør også laves en analyse af nitratbelastningen. Hvis der er andre kilder til næringsstofbelastningen, skal disse tages med i betragtningen. Belastningen af søer med næringsstoffer kommer bl.a. fra kloakoverløb.

I vandområdeplanerne for 2015-2021, bilag 2, er der for de søer, der er målsat i planerne, angivet fosforbelastning, indsatsbehov og de beregnede målbelastninger, der understøtter at der kan opnås god økologisk tilstand i søerne.

For at vurdere fosforbelastningen m.m. kan det være nødvendigt at gennemføre modelberegninger, der ud fra en given fosforbelastning beregner fosforkoncentrationen i søen. Opholdstiden i søen (gennemstrømningen) har stor betydning for udviklingen i fosforkoncentrationen.

Mange danske søer opfylder ikke miljømålet, for så vidt angår biologiske kvalitetselementer, selv om tilførslen af næringsstoffer fra omgivelserne er nedbragt. Dette skyldes blandt andet intern belastning (frigivelse fra bundsediment) og en kemisk og/eller biologisk "træghed", men også, at der fortsat er behov for reduktion af fosforbelastningen af søerne.

I mange næringsrige søer findes desuden en stor bestand af fredfisk (skalle og brasen) og en mindre andel af rovfisk (aborrer og gedder), som ikke er i stand til at regulere fredfiskebestanden. Dette påvirker andre biologiske forhold, idet dyreplankton, der ædes af fredfiskene, ikke kan holde planteplanktonet nede. Optræder planteplankton i store mængder, udskygges undervandsplanterne, og nedbrydningen af dødt planteplankton i søbunden betyder, at der opstår iltvind, og at bunddyrene forsvinder.

4.3.3 Vandløb

Udledning af organisk og iltforbrugende stof fra bl.a. kloakoverløb er generelt det største problem for vandløbenes kvalitet. Dertil kommer, at fosforbelastningen fra vandløb og søer bidrager til fosfortilførslen til kystvandene. Vandløbenes konkrete tilstand og målsætning fremgår af ²MiljøGis for Vandområdeplanerne for 2015-2021.

I relation til "god tilstand" gælder det, at kvalitetselementerne for den gode tilstand ikke må overstige de fastsatte niveauer, der sikrer, at økosystemet fungerer, og at der opnås de specificerede værdier for de biologiske kvalitetselementer anført i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål (for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand).

For vandløb er vandkvalitetselementerne vandløbsfaunaindeks (smådyr) (Dansk Vandløbsfauna indeks (DVFI)), fiskebestand, og makrofyter (planter). I relation til vurdering af spildevandsudledningers påvirkning af vandkvaliteten i vandløb er det særligt bundfaunaindekset, der er relevant, og for dette indeks er det især iltindholdet der er betydende.

For vandløb, som udleder til havet eller til søer, kan der i vandområdeplanerne være transportkrav i form af en årsbelastning for henholdsvis kvælstof (havet) og fosfor (søer).

I vandplanen 2009-2015 for Øresund /19/ er grænsen for "god økologisk tilstand" af BOD i vandløb til 1,8 mg/l. Det kan anbefales at benytte denne grænseværdi generelt.

Uæstetiske forhold som følge af manglende tilbageholdelse af ristestof er ofte også et problem ved overløb fra fælleskloakker. Se endvidere beskrivelserne om æstetiske forhold i afsnit: 5.1.1.3 "Æstetisk påvirkning af recipienten". Som det er beskrevet i 5.1.1.3 er slamaflejring et æstetisk problem, og i forbindelse med slamaflejring vil iltindholdet sænkes hvilket potentielt kan påvirke DVFI.

4.3.4 Grundvand

I Danmark findes der ikke eksempler på at overløbsvand nedsiver til grundvandet, men der vil ske nedsivning fra LAR løsninger, så miljømål for grundvandet er også medtaget i denne rapport. Det generelle miljømål for grundvand fastlægger, at udledning af forurenende stoffer til grundvand skal forebygges eller begrænses, og at enhver væsentlig og vedvarende opadgående tendens i koncentrationen af forurenende stoffer hidrørende fra menneskelig aktivitet skal vendes med henblik på at nedbringe forureningen af grundvand. Udgangspunktet

² <http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=vandrammedirektiv2-2016>

for at vende opadgående forureningstendenser er 75% af kvalitetskravet eller tærskelværdien for det enkelte stof.

God kemisk tilstand for grundvand er defineret i § 2, stk. 1, nr. 26, i lov om vandplanlægning og nærmere specificeret i bilag 3 til bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål. God kemisk sammensætning for en grundvandsforekomst forudsætter, at:

- Den elektriske ledningsevne ikke viser påvirkning fra indtrængende saltvand eller anden påvirkning
- EU- og Dansk fastsatte grundvandskvalitetskrav ikke overskrides. Kravet til total nitrat er maks. 50 mg/l (EU krav), og kravet til pesticider er maks. 0,1 µg/l (summen af pesticider og relevante nedbrydnings- og omdannelsesprodukter, dansk krav)
- Tilknyttede overfladevandområder kan opnå deres miljømål
- Der ikke kan ske en betydende forringelse af den økologiske eller kemiske kvalitet for tilknyttede overfladevandområder
- Der ikke kan ske en betydende beskadigelse af terrestriske økosystemer, som er direkte afhængige af grundvandsforekomsten.

Grundvandet skal tilstræbes at være renest muligt, og det er ikke hensigten, at forureningsindholdet i grundvandet øges, så grundvandet "fyldes op" til de fastlagte drikkevandskrav /10/.

5 Kvantificering af effekter af overløb fra fælleskloak

Mange forsyninger og kommuner i Danmark står over for en udfordring i forhold til at afgøre, hvor i afløbssystemet de skal sætte ind for at løse problemer i forbindelse med overløb. Dette kapitel giver input til prioritering af modelleringsmetoder til at bestemme overløbsmængder af vand og stof.

Ifølge det formelle krav fra Miljøstyrelsen skal kortlægningen af overløb være tilstrækkelig til at eftervise, om de kommunale spildevandsplaner bliver opfyldt. Ud over det formelle krav er der en del andre grunde til at bestemme og evt. reducere overløb fra fælleskloak. De vigtigste årsager er /17/:

1. Effekter i recipienten, så som:
 - Hydraulisk overbelastning
 - Aflejring af slam og sedimenter fra afløbssystemet
 - Æstetisk påvirkning ved afsætning af flydestof på vandløbsbrinker
 - Hygiejnisk forurening
 - Udledning af organisk stof, som kan medføre iltsvind og/eller trænge ind i gydebanks
 - Udledning af næringssalte, som kan medføre eutrofiering i søer og fjorde
 - Udledning af stoffer med toksiske effekter, herunder miljøfremmede stoffer
2. Etablering af viden/overblik over afløbssystemets funktion
3. Revurdering af udledningstilladelser
4. Kvantificering af klager fra borgere
5. Identifikation af ikke-registrerede overløbsbygværker

I det følgende gennemgås strategier med henblik på at analysere og kvantificere problemstillingerne ovenfor - en analyse, der bør danne baggrund for udvælgelse af overløb, hvor der etableres målinger, se afsnit 5.2.

Spildevandskomiteen havde i perioden fra 1998–2002 nedsat et udvalg om regnbetingede udløb. Udvalget rapporterede i 2002 rapport /17/, hvor fokus var på forslag til udledningskrav i Danmark.

En opsummering af konklusionerne i rapporten /17/ er:

- Den hydrauliske effekt fra de regnbetingede udløb synes at være veldokumenterede 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 tørvejsperioder).
- 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 forurenings-typer.

5.1.1 Effekter i recipienten

5.1.1.1 Hydraulisk overbelastning

Hydraulisk overbelastning af et vandløb/recipient kan medføre erosion og oversvømmelse. I denne forbindelse er de fysiske effekter i recipienten betydningsfulde, hvorimod koncentrationerne i overløbsvandet er af mindre betydning.

Kloakoverløb kan resultere i så store vandmængder, at vandløbets bund og sider bliver ødelagt. Materialet, som bliver eroderet, kan blive aflejret længere nede i vandløbet, og erosion/aflejring kan ødelægge gydebanker og skjulesteder for fisk samt påvirke smådyrslivet der ligger til grund for bestemmelse af DVFI.

I nogle tilfælde kan påvirkningen fra kloakoverløbet være så stor, at det kan resultere i oversvømmelse af arealer langs vandløbene.

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Der skal foretages en bestemmelse af vandføringen, der ledes ud i recipienten. Den aflastede vandføring kan enten bestemmes ud fra måling eller modellering af overløbet. Er der tale om erosion, skal bundforskydningen i vandløbet beregnes, så risikoen for erosion kan bestemmes. Ved ukomplicerede oplande og vandløb kan beregningen foretages uden brug af computermodeller. Derudover er den eneste løsning en beregning med simulering af vandmængderne fra de regnbetingede udløb samt en vandløbsmodel til at beregne erosionspotentialer langs vandløbet. Som datagrundlag er der behov for en opmåling af den fysiske udformning af vandløbet, bestemmelse af Manningtal, størrelse og densitet af bundmateriale samt ændringen af vandføring i vandløbet pga. nedbøren. Der henvises her til litteraturen om beregninger af sedimenttransport i vandløb.

5.1.1.2 Aflejring i vandløb af sedimenter/slam fra kloakoverløbet

Vandet fra kloakoverløbet kan have et højt indhold af partikler, som transporteres nedstrøms i vandløbet, indtil pulsen fra overløbet er dæmpet så meget, at partiklerne sedimenterer i vandløbet. Aflejring kan forekomme som en film af gråt spildevandsslam på bunden.

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Der skal foretages en bestemmelse af vandføringen, der ledes ud i recipienten. Den aflastede vandmængde kan enten bestemmes ud fra måling eller modellering af overløbet. Ved ukomplicerede oplande og vandløb kan beregningen foretages uden brug af computermodeller, men ellers er den eneste løsning en beregning med simulering af vandmængderne fra de regnbetingede udløb og en vandløbsmodel til at beregne aflejringspotentialer langs vandløbet. Som datagrundlag er der behov for en opmåling af den fysiske udformning af vandløbet, bestemmelse af Manningtal, størrelse og densitet af bundmateriale og sediment i overløbsvandet samt ændringen af vandføring vandløbet pga. nedbøren. Der henvises her til litteraturen om beregninger af sedimenttransport i vandløb.

5.1.1.3 Æstetisk påvirkning af recipienten

Den æstetiske påvirkning er ofte et problem ved overløb fra fælleskloak. Specielt ved selve overløbsbygværket er æstetikken kilde til klager fra borgere/offentligheden. Eksempler på æstetiske påvirkninger er /17/:

- Lugt (kloaklugt) som følge af forrådnelse m.v.
- Ristegods (kloakaffald) i recipient og på brinker
- Flydestoffer eller oliefilm på vandoverfladen
- Sediment-/slamaflejringer i vandløb

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Det ristegods, som genfindes i recipienter og på brinker, kan bruges som input til valg af riste til etablering overløbsbygværket. Der henvises her i øvrigt til afsnit 8.4.2 Riste. Mht. bestemmelse af aflejring i vandløb henvises der til afsnit 5.1.1.2.

5.1.1.4 Hygiejnisk forurening

Hygiejnisk vandforurening kan overføre sygdomme til mennesker og dyr. Krav til hygiejne stilles i dag af hensyn til infektionsrisiko via bakterier og vira. Kravene til hygiejne er primært knyttet til områder med badevandsinteresse.

Udledning fra overløbsbygværker kan indeholde så mange bakterier (typisk udtrykt ved indikatorerne *E.coli* og enterokokker), at en udledning til et badeområde vil betyde en påvirkning af badevandskvaliteten. I de fleste overløbsbygværker (uden tiltag til hygiejnisering) vil reduktionen af *E.coli* være minimal. I henhold til badevandsbekendtgørelsen (<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=181956#ida6e4c58d-4cf5-48a3-abb6-592492f87a66>) skal badevandskvaliteten som minimum være *Tilfredsstillende Badevandskvalitet*, som opnås, når der i højst 10% af tiden i badevandssæsonen måles koncentrationer af *E.coli* hhv. enterokokker på mere end 500 *E.coli*/100 ml hhv. 185 enterokokker/100ml (for marine områder). Ved kloakoverløb kan der være tale om bakteriekoncentrationer i størrelsesordenen 1.000-10.000 gange større end grænseværdien. Ved udledning af overløbsvand i nærheden af badeområder er der enten behov for tiltag til reduktion af bakteriekoncentrationen i badevandet eller varsling af forureningen.

En reduktion kan opnås ved lokal rensning, ved formindsket udledning eller ved fortynding i recipienten. Påvirkningen af bakterier kan reduceres ved at øge den videreførte vandmængde fra overløbsbygværket og ved etablering af bassin. Alternativt kan udledningen eventuelt fortyndes ved at øge afstanden mellem udledningspunktet og badeområdet (fx med en længere udløbsledning).

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Kravet til *E.coli* og enterokokker er 500 *E.coli*/100 ml i højst 10% af tiden og 185 enterokokker/100 ml ligeledes i 10% af tiden. En badesæson strækker sig fra 1. juni til 1. september (92 dage), og 10% svarer således til ca. 9 dage. Afhængigt af overløbenes størrelse og effekt i recipienten svarer det tilsvarende til ca. 9 aflastninger gennem badesæsonen. Modellering af effekten i recipienten kan foretages med god nøjagtighed, når overløbsvolumen og koncentrationer kendes.

5.1.1.5 Udledning af organisk stof, som kan medføre iltsvind og/eller trænge ind i gydebanks

Vandløb kan påvirkes kortvarigt af iltsvind som følge af kloakoverløb. I vandhuller og mindre søer med lav vandudskiftning kan iltsvind også forekomme. I søer eller andre recipienter med gode opblandingsforhold og kort opholdstid vil iltforholdene ikke være dimensionsgivende for kloakforholdene. Det vil makronæringsstoffer og miljøfremmede stoffer derimod være.

Iltindholdet i vandløbet er kritisk for akvatisk liv, specielt for de højere trofiske niveauer såsom fisk. Mætningskoncentrationen af ilt ligger på 9-10 mg/l i sommerhalvåret, og allerede ved ilt-niveauer under 6 mg/l påvirkes laksefisk, hvis belastningen ikke er kortvarig. Det tilladelige variationsområde er derfor i sommerhalvåret lavt. Om vinteren er mætningskoncentrationen højere og den biologiske aktivitet lavere, hvorfor iltindholdet sjældent når kritiske niveauer om vinteren. Det skal bemærkes at gydeområder er ekstra følsomme overfor iltindholdet, da vandudskiftningen i sand og grusbanks foregår langsommere end i de fri vandmasser.

Et øget iltforbrug optræder typisk i to tempi, idet der skelnes mellem umiddelbart og forsinket iltforbrug. Det umiddelbare iltforbrug skyldes omsætning i den udledte forureningsprop, mens det forsinkede iltforbrug skyldes omsætning og sedimentation af organisk materiale. Det umiddelbare iltforbrug skyldes opløst stof, der er meget let omsætteligt - primært små kulstofkæder og nitrifikation af ammoniak. Det umiddelbare iltsvind følger primært transporten af vandfasen ned gennem vandløbet. Således vil det tidspunkt, hvor iltsvind kan observeres nedstrøms for en kilde, være transporttiden mellem punktet og udledningspunktet, ligesom effekten i det nedstrøms punkt vil have omtrent samme varighed som udledningen.

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Modeller til beregning af iltforbrug kan opdeles efter den hydrauliske detaljeringsgrad, som kræves til at beskrive effekten. Hvis der er komplicerede strømningsforhold (fx meget flade strækninger eller pludselige indsnævninger med kraftig tilbagestuvning), kan en 1D hydrodynamisk model benyttes; ellers har beregningen af stoftransport og -omsætning langt større betydning end hydraulikken, hvorved beregningerne kan foretages med simple hydrauliske modeller.

Der er også flere beregningsniveauer til at beskrive vandkvalitetsprocesserne. De enkelte niveauer skal vurderes på baggrund af de stoffer, der udledes, og de problemstillinger, der ønskes analyseret. De respektive modeller går fra at dække simple sammenhæng mellem omsætning af organisk materiale (BOD/COD) udledt med kloakvandet og iltkoncentrationer til også at inkludere eksempelvis nitrifikation af ammoniak og - for mere stillestående vand - også algevækst og sammenhæng med næringsstoffer og opbygning/nedbrydning af organisk materiale.

5.1.1.6 Udledning af næringsalte, som kan medføre eutrofiering i søer og fjorde

Ved eutrofiering forstås typisk en forøget algevækst (fytoplankton og makroalger), der kan medføre en række uønskede effekter i recipienten (fx nedsat sigtdebyde, iltsvind, ensformigt dyre- og planteliv) /17/. Eutrofiering er en tilstand, der skyldes øget tilførsel af næringsalte, og graden af tilstanden kan intensiveres/reduceres afhængigt af meteorologien (lysindstråling, temperatur, vind).

Udledning af næringsalte fra kloaksystemer kan (ligesom næringssaltudledninger fra andre kilder) medføre, at algevæksten i recipienten forøges med deraf følgende eutrofiering. Problemstillingen er vigtigst for ferske og marine vandområder med større hydrauliske opholdstider såsom damme, søer og fjorde.

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Effekter fra udledning af næringsalte fra kloaksystemer er mere komplicerede at modellere og kan kun opgøres ved at anlægge en systembetragtning, dvs. en integreret analyse af vand- og næringsstofstrømme i vandsystemet. I analysen vil estimater af næringssaltudledning fra andre kilder, heraf de naturligt forekommende, indgå, og beregninger af vand- og stoftransport til og imellem potentielle eutrofieringsvandområder (damme, søer og fjorde) vil foretages /17/.

Matematiske modeller for hydraulik, næringsstoftransport og vandkvalitet kan med fordel anvendes til forudsigelse, og via modelberegninger kan effekter fra regnbetingede udløb adskilles fra effekter fra øvrige kilder.

5.1.1.7 Udledning af stoffer med toksiske effekter

Ammoniak (NH_3) i høje koncentrationer kan være giftig for fisk. Koncentrationen af total ammonium (NH_3 og NH_4^+) i overløbsvand fra fællessystemer vil typisk være i størrelsesordenen 1-10 mg/l /17/. Den dødelige koncentration for fisk i recipienten ligger i størrelsesordenen 1-10 mg/l (ammoniak) - koncentrationen af ammoniak er afhængig af både temperatur og pH. Det er således muligt, at regnbetingede udledninger kan bevirke fiskedød som følge af udledt ammoniak fra kloakoverløb, men da det først er ved PH-værdier over 9 i recipienten, at man oplever den udissocierede form NH_3 , vil det sjældent være et problem, da så høje pH-værdier ikke er normale i danske recipienter (selv om det dog kan forekomme). Bemærk at man godt kan nå såvel vækstbegrænsende som dødelige ammoniakkoncentrationer overfor ørreder uden at pH når over 9, såfremt indholdet af $\text{NH}_x\text{-N}$ i overløbet er stort og fortyndingen ude i vandløbet er lille.

Metoder til bestemmelse af effekter i recipienten

Koncentrationen af ammoniak kan bestemmes ud fra vandføringen og baggrundskoncentrationen i vandløbet sammenholdt med mængder af vand og stof aflastet fra

overløbsbygværket. Den resulterende koncentration i vandløbet kan beregnes som fortynding, enten som håndberegning eller ved brug af computermode.

5.1.2 Etablering af viden/overblik over afløbssystemet

Etablering af et estimat på de totale overløbsmængder i et opland kan typisk foregå ved at bruge en blanding af typetal, målinger og modellering.

Et første overslag på overløbsmængder i et opland kan etableres ved først at bestemme tørvejsbelastningen på afløbssystemet. Herefter, etableres en korrelation mellem det afstrømmende reducerede areal og nedstrøms vandføring (fx ind til renseanlæg) for små regnhændelser, som med sikkerhed ikke giver anledning til overløb. Efterfølgende kan de samlede overløbsmængder estimeres på baggrund af nedbør på det afstrømmende, reducerede areal – sammenholdt med den målte nedstrøms vandføring. Forskellen mellem de to tal svarer ca. til overløbsmængderne i hele oplandet.

For et simpelt overslag over overløbsmængder henvises der til metoderne i Spildevandsforskningsprojekt fra 1990³.

Et første estimat på overløbsmængder kan alternativt etableres ved brug af modellering, idet der opstilles en model af rørsystemet, inkl. bassiner, overløbsbygværker m.m. Modellen kalibreres for tørvejrssituationen, dvs. den daglige spildevandsmængde bestemmes ud fra målinger fx ved renseanlæg, og den målte spildevandsmængde fordeles på oplandene i forhold til antal personækvivalenter. De befæstede arealer bestemmes for hvert opland i modellen, og man har nu en ukalibreret model, som kan anvendes til at beregne de første estimater af overløb. Efter kalibrering af tørvejr, kalibreres modellen for små regnhændelser, som ikke giver overløb, og derefter for regnhændelser, som resulterer i overløb. Når modellen er kalibreret for tørvejr og regn, kan den bruges til at bestemme overløbsmængder for alle bygværker.

Bemærk, at et ukalibreret modelresultat er behæftet med stor usikkerhed, og at modellen med stor fordel kan kalibreres, så usikkerheden på de beregnede overløb reduceres betydeligt.

5.1.3 Kvantificering af klage fra borger

En klage fra offentligheden vil omhandle et konkret sted nedstrøms/ved et overløbsbygværk. Klagen bør dokumenteres evt. ved brug af inspektion og fotodokumentation. Afhængigt af klagens indhold - æstetiske forhold, fysisk påvirkning m.m. - henvises der til afsnittene om dette ovenfor 5.1.1.1 – 5.1.1.3.

5.1.4 Identifikation af ikke-registrerede overløbsbygværker

Er visuel inspektion af ledningsstrækninger ikke den optimale måde at identificere ikke-registrerede overløb, kan målinger - evt. i forbindelse med modelberegning - afsløre, om der for større regnhændelser forsvinder vand ud af systemet, og dermed indikere et overløbsbygværk.

Målinger

Basis vandføringer etableres for tørvejr ved at måle opstrøms og nedstrøms i afløbssystemet. Hvis man også har et rimeligt estimat på nedbørsdybden, kan man for mindre regnmængder beregne det afstrømmende areal mellem de to vandføringsmålinger.

Tilsvarende kan man estimere det afstrømmende areal for kraftige regnhændelser, der forventes at give anledning til overløb. Hvis afstrømningsarealet bliver mindre for større end for små regnhændelser, ligger der efter al sandsynlighed et overløbsbygværk mellem de to

³ Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 5, 1990: Bestemmelse af belastning fra regnvandsbetingede udløb.

målepunkter. Denne metode er imidlertid meget usikker og kan ikke med garanti udpege alle ikke-registrerede bygværker. I tilfælde af ekstrem regn, fx skybrud, eller længerevarende nedbør vil der også ske afstrømning fra ikke-befæstede arealer, og dermed vil den lineære sammenhæng mellem nedbørmængde og afstrømning ikke længere holde. Det vil se ud, som om det afstrømmende areal er øget, hvilket også er tilfældet, når ikke-befæstede arealer bidrager. Ved mere ekstreme hændelser er metoden derfor ikke anvendelig. Nøjagtigheden af metoden afhænger endvidere af opløsningen af den stedlige variation af regnen og vil kunne forbedres med mobile regnmålere.

Modelberegninger

Hvis tilløbsarealet fra oplandet er godt beskrevet i den opstrøms beliggende del af oplandet (befæstede såvel som ikke-befæstede områder), og hvis der findes en model, kan målinger nedstrøms indikere, at der kan ligge et overløbsbygværk, såfremt modellen viser en større akkumuleret vandføring, end der måles. Metoden kan bruges, hvis der for mindre regnhændelser er overensstemmelse mellem beregnet og målt vandføring. Dvs. det indikeres, at der findes et overløbsbygværk i virkeligheden, som ikke er med i modellen, når der for kraftigere regnhændelser (ikke skybrud) beregnes højere vandføringer, end der reelt måles.

5.2 Udvælgelse af nye overløb, der måles ved

Optimalt vil der blive målt ved alle overløb i en fælleskloak, men dette vil være et urealistisk mål at sætte. Af rent praktiske såvel som økonomiske grunde vil det være umuligt for forsyningselskaberne og kommunerne at måle ved alle overløb. Der kan benyttes to forskellige indgangsvinkler til at udvælge nye overløb, der skal måles.

- Udvælgelsen kan tage udgangspunkt i en analyse af kloakken (se afsnit 5.2.1).
- Udvælgelsen kan tage udgangspunkt i kendskab og analyse af recipienten, altså det vandområde, der belastes af overløbene (se afsnit 5.2.2).

Principielt bør udvælgelsen ske på baggrund af forhold i recipienten (afsnit 5.2.2), men manglende viden om denne kan bevirke, at dette ikke er muligt. Endvidere vil det ofte være nødvendigt af anvende en kombination af de to metoder nævnt ovenfor.

Som beskrevet i det følgende bør målinger af overløbsmængder prioriteres ud fra størrelsen/hyppighed af overløb sammenholdt med følsomheden og tilstand af det vandområde, hvortil der udledes.

5.2.1 Udvælgelse med udgangspunkt i analyse af afløbssystemet

Med udgangspunkt i afløbssystemet vil det være naturligt at prioritere overløbsbygværker med de største overløbsmængder. Der eksisterer i dag computermødelles af de fleste byers afløbssystemer i Danmark, og disse modeller kan benyttes til at få viden om aflastning fra de enkelte overløb. Med en hydrodynamisk model, vil det kun være muligt at få viden om antal overløbshændelser samt overløbsvolumen. En modellering af stoftransport vil yderligere give viden om mængden af stoffer, der aflastes. Uden en egentligt kalibreret stoftransportmodel eller hvis koncentration i tilløbet ikke kendes kan metoden beskrevet i afsnit 7.3.1 anvendes til at identificere de overløb, der aflaster store mængder stof.

Hvis det er muligt, bør beregningerne baseres på simulering af et eller flere års historiske nedbørshændelser. Specielt i større byer, hvor der kan være betydelig stedlig variation i regnen, bør der laves langtidsberegninger med distribueret målt historisk regn som input til modellen. Analysemetoden, der baseres på dynamiske langtidsberegninger, skaber på basis af historiske regnhændelser et statistisk datagrundlag, som giver et pålideligt og detaljeret indblik i overløbets funktion.

Beregningerne kan også gennemføres med enkelte regnhændelser, men hvis der kun benyttes enkelte regnhændelser, bør disse dække forskellige typer af regn - højintense, lavintense, korte, lange mv. Denne metode bør kun anvendes, hvor langtidsberegninger ikke er mulige, eller hvor overløbets betydning ikke står mål med tids- og ressourceforbrug i forbindelse med beregninger.

Ofte vil driftspersonalet ved forsyningen have en betydelig viden om aflastninger fra forskellige overløbsbygværker. Resultater af analysen af overløb bør diskuteres og valideres med deres erfaringer. Dette er specielt vigtigt, hvis den model, der anvendes, ikke er kalibreret.

Hvis der ikke eksisterer en computermodel, eller hvis data til at sætte en sådan op ikke er tilstede, kan diskussion med driftsfolk være en vigtig kilde til udvælgelse af overløb, der skal inkluderes i et måleprogram. Driftsfolk kan tilvejebringe information om, hvilke bygværker der ofte aflaster, og denne viden kombineret med den fysiske størrelse af bygværket kan benyttes til at prioritere de bygværker, der skal måles ved.

5.2.2 Udvælgelse med udgangspunkt i analyse af recipienten

Hvis der eksisterer information om miljøstanden i recipienten, og denne miljøstand ikke er tilfredsstillende, vil det være naturligt at benytte denne viden i udvælgelsen af overløbsbygværk, som der skal måles ved. Årsagen til den dårlige vandløbstilstand skal findes, og hvis årsagen vurderes at være regnbetingede overløb, bør målinger ved disse overløb have høj prioritet. Kvantificering og metoder beskrevet i afsnit 5.1 kan benyttes som input til at identificere kilden til den dårlige miljøstand. Som beskrevet i dette afsnit kan for eksempel:

- Erosion/aflejring genereret af overløb ødelægge gydebanker og skjulesteder for fisk og påvirke smådyrslivet (DVFI). En DVFI vil typisk kunne afsløre hvor stor spildevandspåvirkningen er dels via indeks værdien og dels via artssammensætningen og antallet af smådyr
- Aflejring fra overløb resultere i en film af gråt spildevandsslam på bunden, som ødelægger miljøet
- Udledning af organisk stof medføre iltvind
- Udledning af næringssalte medføre eutrofiering, hovedsageligt i søer og fjorde
- Ammoniakudledning i høje koncentrationer være giftig for fisk

I afsnit 5.1 er der beskrevet strategier, som kan anvendes til at analysere de forskellige oplyste typer af miljøproblemer. Kilden til problemerne kan stamme fra udledninger fra kloakken, men kan meget vel også stamme fra andre kilder, fx tilstrømning af stoffer fra opstrøms områder, som ofte vil have en stor effekt på miljøet. Derfor vil det ofte være en god strategi at måle opstrøms for overløbsbygværket.

En lokal analyse af recipienten vil kunne give et første estimat af kilden, men ofte vil det være nødvendigt at inkludere et større område af recipienten for at opnå et helt klart billede af miljøtilstanden og årsagen til den dårlige tilstand. Forskellige typer computermodeller kan benyttes til analyserne; typisk vil der dog være tale om en hydrodynamisk model i kombination med en vandkvalitetsmodel.

En fuldstændiggjort modelanalyse af interaktion mellem forureningsudledninger fra afløbssystemets overløb og recipientens miljøstand (dvs. vandkvalitet i recipienten) kræver tit integrationen af to eller tre forskellige modeller. Dette er typisk en tværfaglig øvelse, fordi modellering af afløbssystemet og recipienterne foregår i forskellige modelleringsystemer og af forskellige fagfolk. Det betyder, at en integreret modelanalyse mobiliserer betydelige ressourcer og meget specialiseret viden, og derfor typisk er forbeholdt større og komplicerede systemer, hvor de andre metoder ikke rækker.

Denne type analyser kan meget vel vise, at det ikke er de største overløb, der har den største indflydelse på miljøproblemerne. Helt lokale forhold i recipienten (fx vandløbets fysiske forhold

og vandføring, lokal udskiftning af vandet) kan resultere i, at overløb med mindre udledning vil have den største betydning.

På baggrund af denne analyse er det muligt at udvælge, hvilke overløb der har højeste prioritet med hensyn til overvågning og monitorering, hvor indsatsen for at forbedre miljøet skal koncentrerer. Det skal dog nævnes, at der altid bør laves monitorering af overløb, ved badestrande.

6 Målinger i fælleskloak

Der benyttes tre forskellige typer af målinger til at kvantificere overløb fra fælleskloak. Dette er:

- Vandstandsmålinger
- Vandføringsmålere
- Måling af vandkvalitetsparameter

6.1 Vandstandsmålinger

Vandstandsmålinger foretages enten med målere, der er anbragt over vandspejl, eller med målere, der anbragt under vandspejl.

Måleren kan opsamle data kontinuerligt (kontinuerlige målere kan eventuelt være konfigureret til kun at opsamle data, når vandstanden overstiger et kritisk niveau) eller den kan være konfigureret til kun at måle tidspunktet for et på forhånd fastlagt vandniveau, dvs. kun tidspunktet, hvor vandstanden overstiger eller falder under et vist niveau. Kun vandstandsmålere, som opsamler data kontinuerligt, kan benyttes til at beregne overløbsmængder.

De forskellige målemetoder er beskrevet i teknologikataloget.

Før installation er der en række forhold, som bør overvejes:

1. Placering i bygværket under hensyntagen til hydrauliske forhold: Måleren bør placeres et sted, hvor vandstanden ikke er forstyrret af turbulens, og korrekt i forhold til gyldighed af beregningen af vandføring i overløbet. Det skal overvejes, om der skal benyttes mere end en måler, fx i lange bygværk, hvor vandstanden langs overløbskanten ikke er den samme overalt. Riste, afstand imellem målere og overløbskanten samt afbøjning af vandet bør også indgå i overvejselsen af placering af måleren, da sådanne forhold kan bevirke energitab, som bør tages med i beregning. Dykkede måleinstrumenter kan introducere turbulens, som kan forstyrre målingerne.
2. Logge-frekvens: Logge-frekvens skal vurderes under hensyn til formålet med målingen og krav om den tidlige opløsning af målingerne. Ofte er det mest strømkrævende at sende data via modem, mens loggefrekvens ikke er så afgørende. Logning 4 gange per minut og sending 1 gang per time, med hyppigere sending ved kritisk niveau (overløb), kan være en god kombination, men det vil afhænge af det valgte udstyr.
3. Kalibrering: Alle målere skal kalibreres. Tryktransducere bliver typisk kalibreret i et laboratorium, mens ultralydsmålere kalibreres in-situ - på målestedet. Alle målere skal rekalibreres med jævne mellemrum, og der skal ved installation tages hensyn til, at dette kan gennemføres.
4. El: Mange målere (men ikke alle), der opsamler data, kræver, at der bliver lagt el ud til målestedet. Målinger i permanente målestationer kan med fordel etableres med el-tilslutning. Til kampagne-målinger er det en fordel at anvende batteri-løsninger med indbygget modem, der er markant billigere at anvende og installere. Nogle målere kan drives solpaneler.
5. Måleområde: Forventet variation i vandstanden bør vurderes, inden målere vælges. Jo større variation der er, jo mindre bliver målenøjagtigheden, og nøjagtigheden afhænger også af den enkelte målerstype. Der kan opnås en høj målenøjagtighed (ned til nogle få procents fejl) med alle typer af vandstandsmålere fra anerkendte producenter. Målenøjagtigheden afhænger dog af (u)korrekt placering og installation af sensor, kalibrering samt vedligeholdelse (specielt for transducere).

6. Vedligehold: Der skal være let adgang til målere, således at de kan vedligeholdes.
7. Opsamling af data: Der skal tages hensyn til, at dataformat understøttes af det system, hvor data lagres. Transmission af data fra målested til den centrale enhed (fx SRO system), hvor data lagres, skal også planlægges. Lagring af data i adskilt cloud-løsning med videresending af data til definerede adresser i SCADA system muliggør en bedre deling af data, så både driftsfolk kan få data til SCADA og projekterende (interne og eksterne) kan få direkte/lettere adgang til de opsamlede data.

Det vil være muligt at installere vandstandsmålinger i langt de fleste bygværker, men problemer i gamle bygværker kan forekomme pga. pladsmangel.

6.2 Vandføringsmålinger

Vandføringsmålinger kan anvendes til at bestemme overløbsmængderne i et overløbsbygværk. Målere kan placeres enten i tilløbet til overløbet (overløbsledning) eller overløbet kan beregnes på basis af vandføring opstrøms og nedstrøms for overløbsbygværket.

Vandføringsmålinger udføres normalt som en samtidig måling af hastighed og vandstand. Vandføringen kan dog også findes ved at blot at måle vanddybden i et bestemmende hydraulisk tværsnit (fx render). Der benyttes forskellige metoder til at måle vandføring i:

- Åbne kanaler
- Delvist fyldte rør
- Fyldte rør

Disse forskellige metoder er gennemgået i teknologikataloget.

Specielle forhold, som er nævnt i sektion 6.1, er generelt også gældende for vandføringsmålinger.

6.3 Målinger af vandkvalitetsparametre

Koncentrationen af forskellige stoffer kan bestemmes ved at tage prøver af overløbsvandet og analysere dette i et laboratorium. Der kan installeres en prøvetager i enten indløb eller udløb. Der kan anvendes permanent prøvetager eller opsættes transportabelt udstyr.

I /13/ og /20/ er der givet en generel vejledning i prøvetagning i forbindelse af tjek af vandkvalitetsparametre.

Ved opsætning af udstyret skal der tages hensyn til tilgængelighed ved afhentning af prøver. Afhentede prøver skal kunne opbevares på køl, og der skal desuden tages hensyn til prøvetagerens løftehøje samt sugeslangens længde og neddykning. Det er mest hensigtsmæssigt, at opsamlingsbeholderen til vandprøverne placeres i et køleskab, hvor temperaturen er ca. 4°C (der kan være behov for indvendig køling i prøvetageren, da et køleskab kan have problem med at nedkøle prøverne tilstrækkeligt). Derved reduceres muligheden for nedbrydning af organiske forurenende stoffer, inden prøven bliver analyseret.

For at sikre en stabil prøvetagning er det en fordel, hvis der er en fast strømforsyning i nærheden af prøvetagningsstedet. Prøvetagningsudstyret skal tilses umiddelbart efter, at regnvejret er ophørt. Enten skal den opsamlede prøve sendes til analyse, eller opsamlingsbeholderen skal tømmes, hvis der ikke er opsamlet et tilstrækkeligt stort volumen, til at de relevante analyser kan gennemføres. Inden prøvetagningsudstyret indstilles, skal man fra analyselaboratoriet have oplyst den samlede prøvemængde, som skal anvendes for at analysere alle de valgte parametre.

Grundlæggende kan parametre til karakterisering af overløb inddeles i seks stofgrupper:

- Generelle parametre (SS, pH, ledningsevne m.fl.)
- Organisk stof (BOD, COD)
- Næringssalte (Total-N, N-NO₃, N-NH₄, Total-P, P-PO₄)
- Tungmetaller, partikulært bundne og opløste (fx Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn)
- Organiske miljøfremmede stoffer (fx PAH, phthalater, pesticider)
- Mikrobiologiske parametre (*E.coli*, enterokokker)

Det vil ofte ikke være muligt at måle alle disse parametre, men de vigtigste parametre til karakterisering af miljøpåvirkning er:

- SS og ledningsevne
- BOD og COD
- Total-N, Total-P

Hvis der er miljøkvalitetskrav, som ikke er opfyldt i det vandområde, hvortil der aflastes (tungmetaller, organiske miljøfremmede stoffer og mikrobiologiske stoffer), bør disse parametre inkluderes i analyseprogrammet, hvis det vurderes at årsagen til manglende målopfyldelse er påvirkning fra RBU.

Tabel 6-1 indeholder en oversigt over relevante analysestandarder, detektionsgrænser og forventet måleusikkerhed.

Tabel 6-1 Analysemetoder, analysestandarder, detektionsgrænser og forventet måleusikkerhed for udvalgte stoffer i spildevand

Analyseparameter	Enhed	Analysemetode	Detektionsgrænse	Forventet måleusikkerhed (%)
Ledningsevne	mS/m	DS/EN 27888	0,10	10
SS	mg/l	DS/EN 872	0,5	20
BOD	mg/l	DS/EN 1899-1	0,5	20
COD	mg/l	ISO 15705	5	20
Total-P (total og opløst)	mg/l	DS/EN I 6878aut	0,005	10
Total-N	mg/l			
Bly, total og filtreret	µg/l	ISO 17924m-ICPMS	0,025	30
Kobber, total og filtreret	µg/l	ISO 17924m-ICPMS	0,04	30
Zink, total og filtreret	µg/l	ISO 17924m-ICPMS	0,5	30
Diethylhexylphthalat (DEHP)	µg/l	M0250 GC/MS	0,1	24
Bisphenol A	µg/l	M2233 GC/MS	0,01	30
PAH-forbindelser				
Acenaphthen	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Fluoren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Phenanthren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Fluoranthren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Pyren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Benzo(b,j,k)fluoranthren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Benzo(a)pyren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24
Benzo(g,h,i)perylene	µg/l	M250 GC/MS	0,01	24

For at forhindre, at vandprøver ændrer karakteristika, efter at de er blevet udtaget, og indtil analyserne er gennemført, er det vigtigt, at prøverne håndteres korrekt - herunder, at de:

- Opsamles i egnede beholdere, så afsmitning undgås
- Opbevares korrekt, så der eksempelvis ikke sker nedbrydning af organiske stoffer
- Transporteres til laboratoriet inden for 24 timer

- Nedkøles til 4°C eller derunder og/eller konserveres korrekt

Analyselaboratorierne leverer som regel de nødvendige prøvebeholdere i relation til de valgte analyseparametre. På den måde sikres det, at beholdermaterialet ikke påvirker analyseresultatet.

Anbefalede beholdermaterialer, rengøringsprocedurer samt anbefalede opbevaringstemperaturer fremgår af Tabel 6-2.

Tabel 6-2 Anbefalede beholdermaterialer, rengøringsprocedurer og opbevaringstemperatur i relation til analyseparametre for vandprøver

Parametre	Beholdermateriale	Rengøring	Opbevaring
pH, ledningsevne, temperatur m.fl.	PE/PP/glas	Syrevask	1-5°C
Suspenderet stof	PE/PP/glas	Syrevask	1-5°C
BOD, COD, næringssalte	PE/PP/glas	Syrevask	1-5°C eller frysning
Tungmetaller	PE/PP/glas	Syrevask	Syrekonserveres eller fryses
PAH, phthalater, NPE, bisphenol A	Glas*	Syrevask og glødes ved 450°C	1-5°C eller frysning

*Alternativt kan benyttes beholdere fremstillet af HDPE (High Density Poly Etylen). Disse beholdere skal ikke glødes, kun syrevaskes.

Parametrene temperatur, pH, ilt, turbiditet og ledningsevne kan måles ved hjælp af elektroder placeret i vandstrømmen. Data kan logges og videresendes via gsm-modem, der umiddelbart giver mulighed for at få præsenteret tidsserier af parametrene. Specielt er måling af ledningsevnen i vejvand i vinterperioder med saltning af veje hensigtsmæssig til vurdering af, i hvilke situationer vejvand skal ledes til kloak fremfor at blive ledt til rensning og videre til ferskvandsområder. I perioder med lav/ingen tilstrømning kan der opstå problemer med at få et kontinuert måleprogram til at køre.

Turbiditetsmålinger kan anvendes til at bestemme koncentrationen af suspenderet stof, hvis der gennemføres en kalibrering, som inkluderer måling af turbiditet i vandprøver med kendt koncentration af suspenderet stof.

Erfaringer fra AMOK-projektet /14/ viste, at sensorer for temperatur, pH, ledningsevne, ammonium og TSS viste sig at være forholdsvis robuste, mens sensorer for nitrat, fosfor og COD vil kræve en del mere tilsyn, hvilket gjorde, at AMOK-projektet ikke fik erfaringer med dem.

6.4 Kvalitetskontrol

Målingerne vil altid være behæftet med usikkerhed. Vandføringsmålinger vil være behæftet med en usikkerhed på ca. 5–20%, mens usikkerheden på vandstandsmålinger generelt er lavere - i størrelsesordenen nogle få procenter.

Til usikkerheden på selve målingerne skal lægges den usikkerhed, der opstår i forbindelse med dataopsamling, målemetode, målested og beregninger. Dette kan bevirke, at måleresultatet kan være behæftet med betydeligt større usikkerhed end usikkerheden på selve måleren.

Der bør laves kvalitetskontrol på målte data. God praksis er, at denne kvalitetskontrol som minimum dækker:

- Tjek af, at målingerne falder inden for en forventet maksimums- og minimumsgrænse
- Tjek af målingernes varians. Hvis det målte signal ikke udviser varians, kan det skyldes, at målinger er faldet ud, fx på grund af aflejringer, strømsvigt eller andet

- Tjek af, om målingerne "driver". Specielt tryktransducere kan have en tendens til at "drive", hvilket betyder, at måleresultatet enten har en generelt stigende eller faldende tendens. Denne fejl kan fanges ved en "trend" analyse
- I det omfang det er muligt, bør der laves en korrelation imellem to målinger - altså en undersøgelse af, om den forventede variation ses i to eller flere målinger. Dette kan være korrelation imellem to målinger installeret på samme sted eller på nærliggende lokationer.

6.5 Opsamling af data, drift og vedligeholdelse

Ved opstilling af nye målere (vandstand og vandføring) skal det sikres, at disse kan levere data i et format, der er kompatibelt med det anvendte SCADA system. Der skal planlægges for datatransmission, opsamling og lagring af data i det centrale SCADA system.

Alle systemer skal efterses og vedligeholdes. Vedligeholdelse vil kræve fysisk inspektion af måleren, og det er derfor vigtigt, at der er let adgang til denne.

Nødvendig vedligeholdelse afhænger af den faktiske måler, der benyttes, men kan typisk omfatte:

- Rensning af måleren med jævne intervaller
- Rekalibrering af måleren med jævne intervaller
- Udskiftning af nedslidte dele af måleren

Erfaringer med on-line målinger af ammonium og ilt, de viser at målerne skal efterses ca. et par gange om måneden.

7 Metoder til at fastlægge frekvens samt volumen af regnbetingede overløb fra fælleskloak

Til at fastlægge frekvens og volumen af overløb kan der anvendes målinger, numeriske modeller eller en kombination heraf.

En numerisk afløbsmodel, der anvendes til dette, bør beskrive tilstrømningen til afløbssystemet, dvs. afstrømning fra befæstede og ikke-befæstede områder (hydrologisk model) samt transporten i rørsystemet (hydrodynamisk model). Hvis infiltration til afløbssystemet er betydelig, bør denne proces også medtages i modelleringen.

Den numeriske model bør være en dynamisk model, som er i stand til at beskrive den tidlige variation i strømningen. Det er standard at bruge éndimensionale modeller til at beskrive strømningen i afløbssystemet, men det kan være relevant at sætte to- eller tredimensionale modeller op for bygværker og dermed estimere parametre til den éndimensionale model. For at beregne overløb er det ikke nødvendigt at sætte modellen op for alle rør i afløbssystemet. Typisk kan modellen begrænses til de væsentlige rør, som forbinder overløb, bassiner og renseanlæg. Hvilke elementer, der konkret skal med i modellen, baseres på en vurdering af de aktuelle afløbssystem.

En numerisk model skal kalibreres. Kalibrering bør baseres på tidlig variation af målt vandstand såvel som målt vandføring. Der kan benyttes mobile måleinstrumenter, der installeres for en kortere periode og flyttes rundt i afløbssystemet, således at område efter område opmåles og kan kalibreres.

Infiltration til afløbssystemet vil ofte være sæsonafhængig, typisk større i de våde vinter måneder og mindre i de tørre sommer måneder. Til kalibrering af denne sæsonvariation kan permanente målinger nedstrøms i systemet benyttes, fx ved indløbet til et rensningsanlæg.

Modellerne kan også inkludere stoftransportmodeller, der gør det muligt at beregne overløbsmængder og koncentrationer som funktion af tid. På denne måde kan stofbelastningen af recipienter beregnes. Datatekniskanvisning for regnbetingede udløb /21/ indeholder typetal til input i modellerne, med mindre der findes mere konkret viden om stofindhold.

7.1 Bestemmelse af overløbsfrekvens

Frekvensen af overløb kan bestemmes på basis af en vandstandsmåler, hvor det bestemmes hvor ofte vandstanden kommer over kronekoten i overløbsbygværket. Dette kan gøres ved at benytte en vandstandsmåler, som måler vandstanden kontinuert og analyserer denne for overskridelse af kronekoten, eller ved at benytte en vandstandsmåler, der direkte måler, hvorvidt en given vandstand er overskredet. Bemærk, at den sidste type af målere udelukkende måler, om vandstanden er over et givet niveau (kronekoten på overløbsbygværket), og hvor lang tid vandstanden er over niveauet; denne type måler kan ikke bruges til at estimere overløbsvolumener.

7.2 Bestemmelse af overløbsvolumener på basis af målinger

Overløbsvolumener kan bestemmes direkte ved brug af vandføringsmålinger eller indirekte ved måling af vandstand i overløbsbygværk.

7.2.1 Bestemmelse af overløbsvolumen på basis af vandføringsmålinger

På baggrund af kontinuerte vandføringsmålinger opstrøms og nedstrøms overløbsbygværk kan overløbsmængder bestemmes direkte som forskellen mellem de akkumulerede opstrøms og nedstrøms vandføringer. Volumener kan tilsvarende bestemmes på basis af måling i tilløbet til overløbsbygværket (tilløbsledning).

7.2.2 Bestemmelse af overløbsvolumen på basis af vandstandsmålinger

I overløbsbygværker med simpel geometri (fx kun en vandret overløbskant) kan overløbsmængden bestemmes indirekte ud fra målt vandstand og en overløbsformel. For et standard overløbsbygværk med en ikke for lang krone, og hvor tilstrømningen er vinkelret på bygværket, kan følgende formel fx benyttes:

$$Q(t) = 0,67C_d B \sqrt{2gH(t)} \quad (7.1)$$

B er kronebredden

g er tyngdeaccelerationen

H(t) er vandstanden over kronen som funktion af tiden

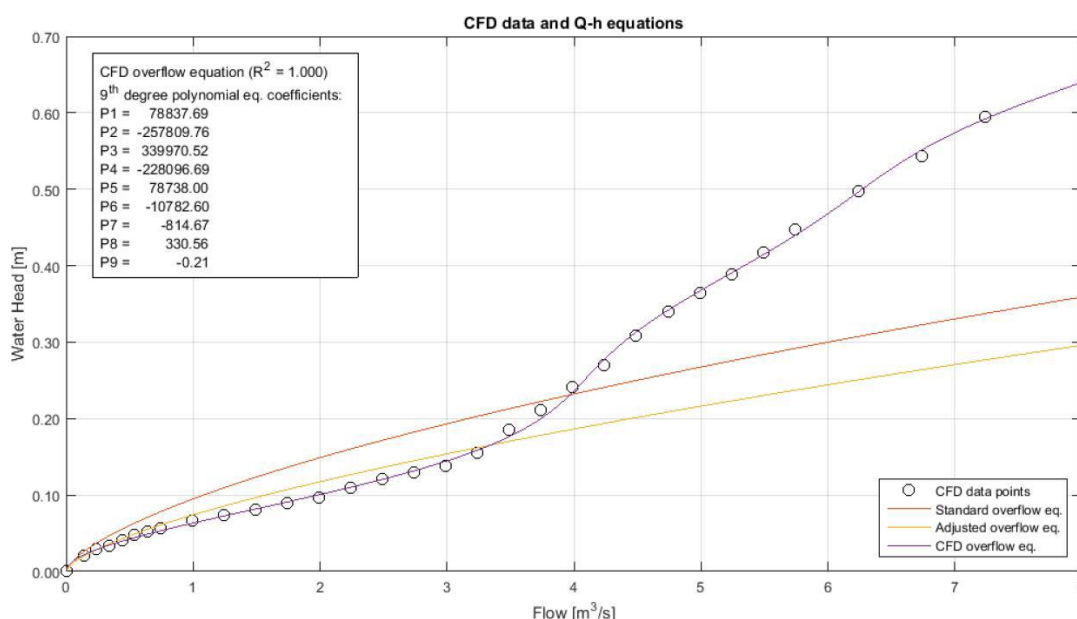
Q(t) er vandføring over bygværket som funktion af tiden

C_d er en konstant, der er afhængig af bygværket. En værdi på 0,63 kan benyttes for et standard overløbsbygværk

Overløbsformlen kan evt. kalibreres ved midlertidigt at installere vandføringsmålere lige opstrøms og nedstrøms for overløbsbygværket, hvor konstanten i formel nr. 1 kan bestemmes for overløbshændelser ved brug af regression. Hvis muligt, kan der også installeres målere i selve tilløbet til bygværket, hvor denne måling benyttes direkte til at bestemme konstanten.

Hvis der er installeret riste, sigter eller tilsvarende mellem vandstandsmåleren og overløbet, skal dette medtages i beregningen, fx som et energitab. Ovenstående formel gælder kun for frit overløb, hvor vandstanden nedstrøms for overløbet under overløbskronen.

Har overløbet kompleks geometri, fx for lange overløb, kan der anvendes flere vandstandsmålere, så overløbsmængden stadig kan beregnes, eller der kan etableres en CFD-sofwaresensor, som kan anvendes sammen med en vandstandsmåling i overløbsbygværket. CFD står for "Computational Fluid Dynamics" og er en 3D beregningsmetode blandt andet til computersimulering af væskers strømning. Fordelen ved en CFD model er, at den kan beskrive komplekse 3D geometrier i overløbsbygværker og beregne et 3D strømningsmønster, hvor simple overløbsformler og 1D hydrodynamiske modeller kommer til kort. Der er i AMOK projektet /14/ etableret og testet en CFD sofwaresensor for et overløb ved Viby Renseanlæg, Aarhus. Konklusionen er, at CFD-sofwaresensoren fungerer "særdeles tilfredsstillende". Den store forskel mellem CFD-sofwaresensoren og en almindelig overløbsformel ses på Figur 7-1.



Figur 7-1 Sammenligning af CFD-beregnet Q-h relation med standardoverløbsformel og justeret overløbsformel – for et bygværk med kompleks geometri /14/

7.2.3 Bestemmelse af overløbsvolumen på basis af modellering af overløb

Det er for mange overløbsbygværker omkostningstungt at etablere og drive et målesystem. Ofte vil det være en økonomisk fordel at kombinere modellering med målinger. Især mindre overløbsbygværker kan med fordel modelleres.

Modellen kan enten køre for en enkelt regnhændelse eller for tidsserier af regn, som dækker et eller flere år. Det anbefales, at modellen er kalibreret, dvs. at modellens inputparametre er justeret på baggrund af målinger. Er modellen ikke kalibreret, vil modellens standardværdier typisk give for store afstrømninger og for store beregnede overløbsvolumener (for danske forhold).

Resultaterne af en beregning med en ukalibreret model kan dog stadig give en god indikation af overløbsbygværkernes indbydes betydning ud fra de beregnede overløbsvolumener.

7.3 Bestemmelse af stofmængder aflastet fra overløb

Stofmængder i overløbsvand kan bestemmes enten ved målinger eller ved modellering eller en kombination af disse metoder. Ofte vil det være umuligt at måle stofkoncentrationer kontinuert i alle overløbsbygværker. Dvs. at vejen frem er at modellere og supplere med målinger og at sørge for, at modelresultater stemmer med målingerne.

Mængden af aflastet stof bestemmes som den akkumulerede overløbsvandføring gange stofkoncentration under en overløbshændelse:

$$\text{Kg aflastet stof} = \sum_{i=0}^n Q(t) * C(t) * dt \tag{7.2}$$

hvor Q(t) er vandføring, C(t) er stofkoncentrationen, og dt er tidsskridtet mellem målingerne.

Dvs. både flow og koncentration er vigtige for at bestemme den totale mængde stof for en overløbshændelse.

Den simpleste tilgang, som i mange tilfælde sikkert er bedre end helt at undlade at forholde sig til stofmængderne, er at antage proportionalitet mellem aflastede volumener og stofmængde. Den samlede stofmængde fås derfor ved at gange overløbsvolumen med en antaget middeldkoncentration. Middeldkoncentrationen er dog en vanskelig størrelse og afhænger stærkt af fortyndingen samt af sedimentation og erosion i afløbssystemet.

Er der sedimentaflejringer opstrøms for et overløbsbygværk, kan der forekomme et "first flush", hvor koncentrationerne af bl.a. suspenderet stof, BOD og COD er ekstremt høje i den første del af overløbsvandet for herefter at falde betydeligt senere i overløbshændelsen. Der er ikke i litteraturen beskrevet en "first flush" effekt for ammonium, hvilket skyldes, at ammonium hovedsageligt forekommer i opløst form i husspildevand. Transporten af ammonium kan typisk beskrives som en fuld opblanding af spildevand og regnvand. Ammoniumkoncentrationer kan derfor beregnes ved brug af et fortyndingsprincip. Det skal her bemærkes, at det i litteraturen også angives, at et første estimat for fosfor, BOD og COD kan beregnes ved brug af fortynding i afløbssystemer uden sedimentaflejringer.

7.3.1 Identifikation af overløb, som aflaster store stofmængder

Overløb, som aflaster store mængder stof, kan identificeres ved en udvidet beregning med en stoftransportmodel. Det anbefales at bruge en model uden stofomsætning, dvs. en advektions-dispersionsmodel.

Hvis der ikke er industrielle tilledninger til afløbssystemet, kan den første tilnærmelse være at give alt spildevandet en koncentration på 1,0 ($C = 1,0$ mg/l) og gennemføre en hydrodynamisk beregning sammen med en advektions-dispersionsmodel. En vigtig forudsætning er her, at der ikke er tale om stoffer, som kan forekomme i høje koncentrationer i regnvandet, (dvs. $C = 0$ mg/l for regnvand) som fx tungmetaller. Resultatet fra en sådan beregning vil være dynamisk beregnede flow og koncentrationer som funktion af tid for alle ledninger og overløbsbygværker i modellen. Beregningen viser direkte forholdet i den akkumulerede stofafkastning for alle overløbsbygværker. På denne baggrund kan der udvælges de relevante steder, hvor man ønsker at måle spildevandskoncentrationer, fx i selve overløbsvandet eller under tørvejr, som input til modellen. Bemærk, at denne type model ikke beregner de totale aflastede mængder stof, og at usikkerheden er stor.

Anses spildevandskoncentrationen efter målinger i afløbssystemet under tørvejrssituationer for at være rimeligt konstante, kan de akkumulerede aflastede stofmængder findes ved at gange tørvejrskoncentrationen på stofmængderne fundet ud fra modelberegningen med koncentrationen, $C = 1,0$ mg/l.

7.3.2 Stofkoncentration i overløbsvand

Som beskrevet i afsnit 6, kan stofkoncentrationer enten bestemmes ved brug af udtagning af vandprøver, som efterfølgende analyseres i et laboratorium (fx fosfor, BOD/COD) eller ved direkte onlinemålinger af vandkvalitetsparametre (fx ammonium, pH, ilt, temperatur og suspenderet stof). Mht. erfaringer med onlinemålinger af vandkvalitetsparametre henvises til litteraturen på området bl.a. under danske forhold, fx AMOK-projektet "Avanceret online Måling af OverløbsKvalitet" /14/. Erfaringer fra AMOK-projektet viser, at der er en virkelig god sammenhæng mellem realtidsmålinger og laboratorieanalyser for ammonium, og at ammonium kan beregnes ud fra fortynding; dog skal man huske vigtigheden af, og omkostningerne ved, at vedligeholde ammoniumsensoren.

Bestemmelse af stofmængder ved brug af middelhændelseskoncentrationer

Middelhændelseskoncentrationen (MHK) er den gennemsnitlige koncentration i overløbsvandet. Middelhændelseskoncentrationen er principielt kun gældende for en og samme vandstand i et overløbsbygværk, da MHK vil variere betydeligt mellem forskellige afstrømningshændelser på baggrund af fx årstidsvariationer, forudgående tørvejrperiode og egenskaber ved den enkelte

hændelse. /22/. Er forskellen i vandstand i overløbsbygværket fx 50% for to regnhændelser, vil forskellen i middelhændelseskoncentration for de to hændelser også være i størrelsesordenen 50% for konservative stoffer som fx ammonium. Middelhændelseskoncentrationer kan etableres ved at måle koncentrationen i overløbsvandet for regnhændelser af forskellige størrelser, i.e. /22/. MHK beregnes ud fra:

$$M_{total} = M_{spildevand} + M_{overvand} \quad (7.3)$$

$$M_{total} = \int C_{spildevand} Q_{spildevand} dt + MHK V_{overvand}$$

For at kunne bestemme MHK for en given regnhændelse M_{total} (V_{total} og C) måles, og der skal opstilles en model for variationerne i spildevandskoncentrationer og vandføringer på baggrund af målinger i tørvej. $V_{overvand}$ findes af:

$$V_{overvand} = V_{total} - \int Q_{spildevand} dt \quad (7.4)$$

MHK vil i almindelighed variere væsentligt mellem forskellige afstrømningshændelser på baggrund af for eksempel årstidsvariationer, forudgående tørvejrperiode og egenskaber ved den enkelte hændelse. Derfor beregnes også en stationsmiddelkoncentration, SMK, ved at beregne en vægtet overvandskoncentration for alle afstrømningshændelser, hvor det afstrømmende volumen er vægtet. Under forudsætning af, at de målte regnhændelser er repræsentative for typen af hændelser vil SMK være den gennemsnitlige koncentration for årsafstrømningen for det givne punkt /22/.

MHK bestemmes for overvand og overløbsvand i de Novana-måleprogrammer, som MST udfører.

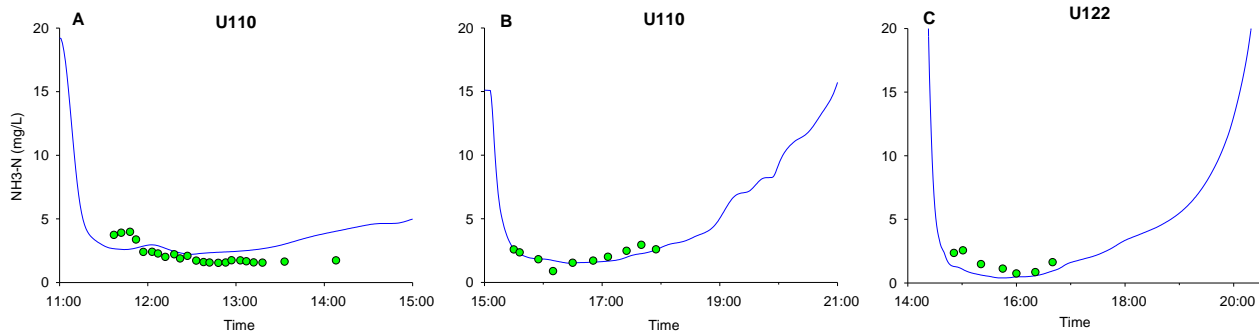
7.3.3 Modellering af stof i overløbsvand

En kalibreret hydrodynamisk model kan i kombination med en vandkvalitetsmodel, fx for konservativt stof (advektions-dispersion), anvendes til at beregne overløbsmængderne af stof direkte for alle overløbsbygværker i oplandet. Input til modellen vil være spildevandsmængder og koncentration samt beskrivelse af industrispildevand og tilhørende koncentration. Denne type modellering er ganske præcis, fx for ammonium, mens den ikke er velegnet til afløbssystemer, hvor sedimentaflejringer giver anledning til et first flush af suspenderet stof, fx for BOD/COD.

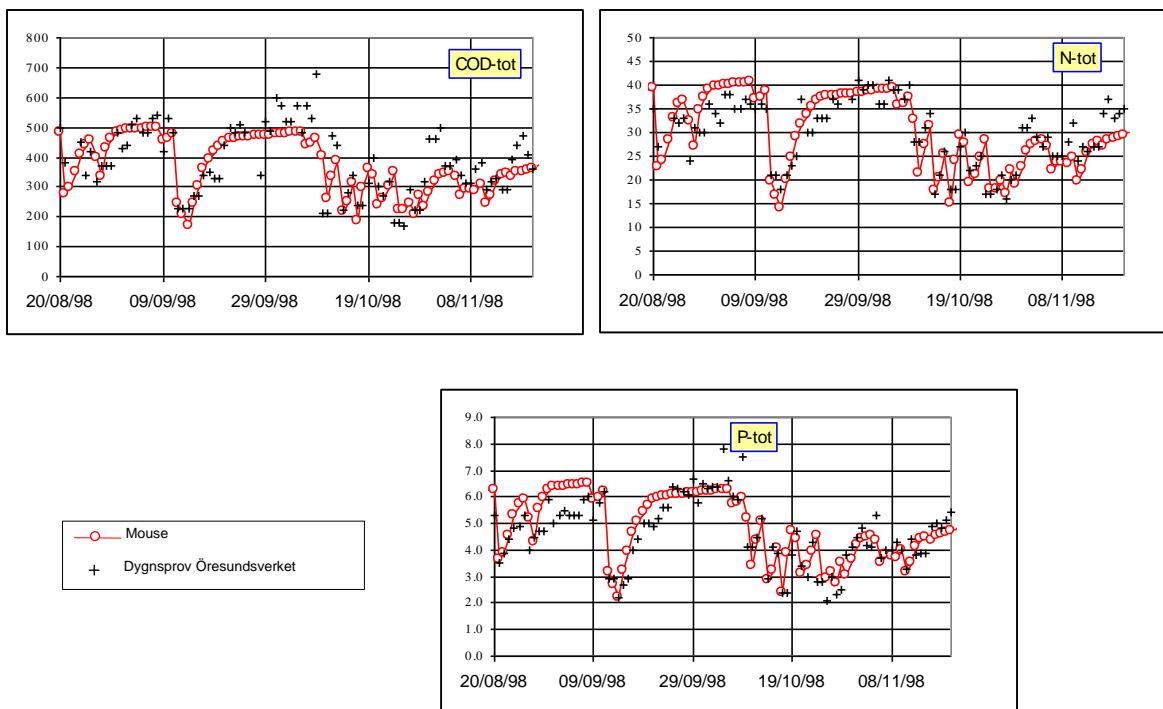
En vandkvalitetsmodel kan enten køres for en enkelt regnhændelse eller for sammenhængende tidsserier af regn, som dækker et eller flere år. Det anbefales, at modellen er kalibreret, dvs. at modellens parametre er justeret på baggrund af målinger. Er modellen ikke kalibreret, vil typetallene i modellen give for store afstrømninger samt for store beregnede overløbsvolumener og overløbsmængder for danske forhold. Dog vil resultaterne fra en beregning med en ukalibreret model stadig give en god indikation af overløbsbygværkernes indbydes betydning, som kan udledes på baggrund af de beregnede overløbsvolumener.

Er der tilledning af industrielt spildevand til et afløbssystem, er det ofte overløbene nedstrøms industrien, som skal have fokus, idet koncentrationerne i spildevandet vil være en blanding af husspildevand og industrivandet. Der er brug for at kende koncentrationen af både industrispildevandet og husspildevandet. Disse koncentrationer bestemmes fx ved en 24 timers målekampagne, hvor koncentrationer i industrispildevand og husspildevand måles hver time.

I Figur 7-2 ses et eksempel på målte og modellerede ammoniumkoncentrationer i to overløbsbygværker under regn i Damhusåens opland. I Figur 7-3 ses en beregning af Total N, P og COD for en periode på tre måneder i afløbssystemet i Helsingborg.



Figur 7-2 Simulerede (blå linje) og målte koncentrationer (grønne prikker) af ammonium i to overløbsbygværker i Damhusåens opland Overløbsbygværk U110: 29. juni 2012 og 13. oktober 2012. Overløbsbygværk U122: 13. oktober 2013 (Andersen *et al.*, 2015)



Figur 7-3 Målt vandkvalitet (sorte krydser) i afløbssystem sammenholdt med beregnet vandkvalitet (røde cirkler) fra en advektions-dispersionsmodel. Simuleringen dækker tre måneder, Helsingborg - Sverige, (Magnusson *et al.*, 1998)

8 Metoder til reduktion af regnbetingede overløb

Dette afsnit indeholder en gennemgang af de væsentligste teknologier til at reducere regnbetingede overløb. Metoderne er delt op efter:

- Tiltag ved kilden, dvs. reduktion af tilstrømningen
- Tiltag på afløbssystemet
- Tiltag ved udløbet

Tiltag ved kilden vil typisk bestå i at afkoble tilstrømning af overfladevand, så det ikke ledes til fællessystemet. Det bevirker, at den hydrauliske belastning af fællessystemet formindskes, og at overløb hermed kan reduceres.

Tiltag på fællessystemet består hovedsageligt i at udnytte eller fremskaffe ekstra volumen og hermed udjævne den hydrauliske belastning, hvilket vil reducere overløbet. Endelig vil tiltag ved udløbet bestå i at rense vandet.

Det er en kompliceret proces at finde den optimale teknologi. Belastningen på afløbssystemet er ikke statisk, men forandres med tiden, hvilket kan have indflydelse på, hvilken strategi der skal vælges. Der kan desuden være fysiske begrænsninger, som udelukker nogle metoder. Økonomiske og driftsmæssige forhold bør indgå i udvælgelsen af den optimale strategi sammen med en vurdering af rensningseffekten.

Ved vurdering af rensningseffekt er det væsentligt at kende tilstanden af et forurenende stof i vandet. Overordnet vil tilstanden af de forurenende stoffer i en fælleskloak være:

- Organiske stoffer kan være partikulært bundne såvel som opløste
- Nitrater og ammonium vil være opløste
- Fosfor kan være partikulært bunden såvel som opløst
- Tungmetaller kan være partikulært bundne såvel som opløste

Mange renseteknologier er baseret på én dominerende proces. Den mest dominerende proces i fx bassiner – både de naturlige våde bassiner og bassiner bygget i beton – er sedimentation. Forholdet mellem opløste og partikulært bundne stoffer er for de fleste renseprocesser af stor betydning for rensningseffektiviteten. Opløste stoffer reduceres ikke ved filtrering og sedimentation, med mindre der tilsættes koagulanter og flokkulanter. I en fælleskloak vil langt den største del af stofbelastningen ved regnbetingede overløb stamme fra spildevandet. Der kan findes stoffer i regnvandet, som løber ned i afløbssystemet, men stofbelastningen fra dette vil have langt mindre betydning end belastning fra spildevandet. Rensning af regnvandet (som løber ned i afløbssystemet) vil således have mindre betydning, og tiltag bør koncentreres om rensning ved overløbet.

8.1 Tiltag ved kilden

Der er generelt tre forskellige mulige tiltag ved kilden:

- De regnbetingede udledninger kan reduceres ved at begrænse regnbetinget tilstrømning til det fælleskloakerede system
- Belastning kan udjævnes ved magasinering
- Et fælleskloakeret system kan også omlægges til et separatkloakeret system, som helt vil fjerne den regnbetingede belastning fra spildevandet, under forudsætning af at der ikke er fejltilkoblinger til spildevands ledningen samt ingen infiltration til denne.

Tiltag til at reducere tilstrømning af regnvand vil have den effekt, at både den tilledte vandmængde og overløbsmængden reduceres, mens tilførslen af for eksempel BOD, COD og

nitrat fra spildevand ikke reduceres, da indholdet af BOD, COD og nitrat i regnvandet er minimalt i forholdet til indholdet i spildevand. Regnvandet kan dog indeholde høje koncentrationer af visse miljøfremmede stoffer.

8.1.1 Lokal afledning af regnvand

Lokal afledning af regnvand (LAR) vil formindske det regnbetingede overløb. LAR kan opnås ved at nedsive regnvandet eller etablere naturlig dræning af regnvandet, fx i grøfter. LAR kan være en meget effektiv metode til at reducere overløb. Betalingsvedtægtsloven giver mulighed for at regulere tilslutningsbidraget, hvilket kan være et godt incitament til at aflede regnvand lokalt. Der findes mange forskellige eksempler på LAR, og Tabel 8-1 giver en oversigt over de mest anvendte metoder. Disse er beskrevet i teknologikataloget. Ved anlæg af LAR løsninger bør eventuel effekt på grundvandet undersøges.

Tabel 8-1 Forskellige LAR metoder

Bygværker	Dimensioner Kapacitet	Funktion
Faskiner. Mest anvendelig på private ejendomme.	Ved dimensionsgivende regn på 140 l/s ha over 10 min. sættes rumfanget af faskinen til 1 m ³ pr. 30 m ² befæstet areal (25% hulrum). Oplandsareal op til 2 ha.	Nedsivning fra et porøst hulrum, uden at regnvandet ophobes på overfladen. 1-2 m dybt hul eller kassette fyldt med plastelementer eller sten.
Vejbede. Anvendes på offentlige veje.		Ved at forsinke, fordampe og nedsive regnvand belastes kloakker ikke. Kan indgå i trafikregulering, grønnere omgivelser og et æstetisk smukkere bybillede.
Filterjord og grøfter.		Filterjord er sammensat, så jorden kan tilbageholde forurenende stoffer. Hydraulisk ledning af vand
Permeable befæstelser		Infiltration af regnvand gennem permeable befæstelser. Befæstelser kan fx bestå af naturgrus, permeable fuger, beton-hulsten og permeabelt asfalt.

8.1.2 Udjævning af regnbetinget belastning

Magasinering af regnvandet, før det strømmer ind i det fælleskloakerede system, vil udjævne belastningen på dette og dermed formindske regnbetingede overløb. Der kan etableres bassiner på mange forskellige måder. Der kan etableres høje kanter om flisearealer, og grønne arealer kan fx benyttes som bassin under ekstreme regnhændelser. Det er vanskeligt at give en generel anvisning på dette område, da det vil afhænge af de lokale forhold. Denne mulighed bør indgå i vurderingen af potentielle løsninger til at formindske regnbetingede overløb.

8.1.3 Separat kloakering

Siden 1970 er der anvendt separat kloakering i de fleste nye bebyggelser. Da regnvandet og spildevandet bliver ledt i separate systemer, er dette en meget effektiv metode til at reducere regnbetingede overløb, der almindeligvis også betyder nemmere og simplere driftsforhold. Det er imidlertid meget omkostningstungt at omlægge et fælleskloakeret afløbssystem til et separat system, specielt i gamle bykerner, og derfor bør andre metoder til at reducere overløb vurderes.

8.2 Tiltag på afløbssystemet

I et fælleskloakeret system vil tiltag på afløbssystemet generelt bestå i at:

- Etablere volumen, der vil udjævne den hydrauliske belastning på systemet
- Udnytte det etablerede og eksisterende magasineringsvolumen optimalt

8.2.1 Sparrebassiner, rørbassiner og kombi-bassiner

Volumen, der benyttes til at udjævne den hydrauliske belastning, kan være etableret som et egentligt bassin (sparrebassin) eller et rørvolumen. Et sparrebassin, som typisk er et rektangulært bassin, er ofte et offline bassin, der fyldes op, når den hydrauliske belastning i kloakken overstiger et vist niveau. Forbindelsen imellem kloakken og sparrebassinet vil ofte være et overløbsbygværk, men der kan benyttes andre bygværker. Af hygiejniske årsager vil sparrebassinet ofte være et lukket bassin i et fælleskloakeret system, men der kan også anvendes åbne bassiner. For at minimere æstetiske og hygiejniske gener bør åbne bassiner undgås i fælleskloakerede systemer, til trods for at disse er billigere end de lukkede. Bassinet bliver tømt ved at lede vandet tilbage til kloakken ved hjælp af enten pumper eller gravitation, afhængigt af den aktuelle placering af bassinet.

Rørbassiner er typisk inline bassiner, hvor bassinet er integreret i kloakken. I et inline bassin vil der være en vandføring, også i tørvejr.

Et kombi-bassin består af et offline bassin, der har et overløbsbygværk, som gennem et overløb er forbundet med et forsinkelsesbassin. Forsinkelsesbassinet vil ofte være et tørt bassin, men kan også være et vådområde.

Tabel 8-2 giver en oversigt over anvendte bassiner i et fælleskloakeret system.

Tabel 8-2 Anvendte bassiner i fælleskloakeret system

Bygværker	Funktion
Sparrebassin	Etablering af ekstra volumen, der kan benyttes til at udjævne belastningen på kloakken og dermed reducere overløb. I fælleskloakken er sparrebassinet oftest udført som et lukket bassin. Sparrebassinet er typisk et offline bassin. Skal renses, fx ved spuling eller ved flush.
Rørbassin	Etablering af ekstra volumen, der kan benyttes til at udjævne belastningen på kloakken og hermed reducere overløb. Bassinet består af et eller flere rør og er oftest et inline bassin, men kan også være et offline bassin. Et inline bassin skal ikke renses.
Kombi-bassin	Et kombi-bassin består af et udligningsbassin forbundet med et forsinkelsesbassin igennem et overløb. Formålet med et forsinkelsesbassin er at udjævne belastningen på vandområder, hydraulisk såvel som stofudledning.

8.2.2 Strømningsregulerende bygværker

Der findes mange forskellige former for strømningsregulerende bygværker, der benyttes til at udjævne den hydrauliske belastning på afløbssystemet. Eksempler er:

- Overløbsbygværker
- Stigborde
- Pumper
- Ventiler
- Vandbremsere
- Bøjeklapper

Nogle af disse bygværker skal reguleres mekanisk (indstillingen af bygværker skal ændres) for at opnå den ønskede effekt, mens andre regulerer strømmingen på basis af et hydraulisk princip (bøjeklapper og vandbremsere). En mekanisk regulator styres ved hjælp af en motor, der regulerer bygværket for at opnå den ønskede strømning. Denne styring kan være manuel eller være styret af en PLC (**P**rogrammable **L**ogic **C**ontroller). En PLC er en computer, der styrer indstillingen af regulatoren. PLC'en kan fx være programmeret til at holde vandstanden på et vist niveau i kloakken. Denne vandstand skal måles af en vandstandssensor og er således en integreret del af styringen. Programmering af PLC'en kan være baseret på forskellige strategier, men der benyttes ofte en PID (proportional–integral–derivative) algoritme.

Tabel 8-3 giver en oversigt over hydraulisk baserede regulatorer.

Tabel 8-3 Hydraulisk baserede regulatorer

Bygværker	Funktion
Vandbremsere	En vandbremse er en regulator, der er i stand til at holde en tilnærmelsesvist konstant maksimal vandføring ved en stor variation i trykhøjden. Der er ingen mekaniske dele i en vandbremse; regulering opnås på basis af hydrodynamiske effekter. Vandbremsen sidder ofte nedstrøms for et overløbsbygværk. Vandbremsen benyttes til at regulere den maksimale vandføring i et rør (for eksempel for at undgå oversvømmelse).
Afløbsregulatorer	En afløbsregulator er i stand til at holde et konstant maksimalt flow ved stor variation i trykhøjden. Oftest er det baseret på en flyder, der ved stigende vandstand reducerer gennemstrømningsarealet i takt med øget vandstand. Med konstant flow gør det enklere at designe vandføring, der kan videreføres, specielt med flere reguleringsfunktioner i serie.
Bøjeklapper (variabel overløbskant)	En bøjeklap er et overløbsbygværk, hvor overløbskronehøjden (bøjeklappen) er fleksibel, også betegnet variabel overløbskant. Med stigende vandstand vil klappen bøje mere og mere og hermed tillade en større og større vandføring. Fordelen ved en bøjeklap er, at der ved stor belastning på systemet opnås stor aflastning, uden at der introduceres unødvendig aflastning ved lille belastning.

8.2.3 Styling

Den strategi, der anvendes til at styre en eller flere regulatorer for at udjævne belastningen på afløbssystemet, kan være enten en lokal eller en global strategi. En lokal strategi defineres på basis af helt lokale forhold. Fx vil styring af overløbskronen på et regulerbart overløbsbygværk,

så der holdes en vandstand opstrøms for bygværket, være en lokal strategi. Med en lokal strategi er det muligt at benytte et lokalt volumen til at formindske regnbetingede overløb. Lokale strategier bliver anvendt i langt de fleste systemer internationalt såvel som i Danmark.

Ofte vil der imidlertid være stor forskel på belastningen af afløbssystemet forskellige steder i oplandet. Dette kan for eksempel skyldes variation i nedbøren, som kan bevirke, at nogle dele af afløbssystemet er hårdt belastet, medens andre dele af afløbssystemet har uudnyttet rør- og bassinkapacitet. Under sådanne forhold vil der være potentiale til at reducere overløbet i de hårdt belastede områder, hvis det er muligt at lede vandet til de områder, der har kapacitetsreserve. Denne type styringsstrategi er et eksempel på global styring. Der kan være et stort potentiale i at anvende en global styringsstrategi, men dette stiller store krav til den udviklede strategi, samt til stabiliteten og driften af det benyttede styresystem. Ved en global styring, hvor vandet fx ledes fra en del af kloakken til en anden, er der risiko for, at det kan resultere i utilsigtet overløb, hvis en komponent i styringen falder ud/fejler.

8.2.4 Renseeffekt

Tabel 8-4 giver en oversigt over de vigtigste rensende processer i tiltag på et fællessystem.

Tabel 8-4 Rensende effekt ved tiltag på afløbssystemet

Bygværker	Rense effekt
Spare-, rør- og kombi-bassiner	Ved sedimentation reduceres vandets partikulære fraktion, og dermed reduceres samtidig partikelbundne tungmetaller. Der sker ingen fjernelse af opløste stoffer. Da en stor del af det organiske stof er bundet til den partikulære fraktion, reduceres organisk stof. Ligeledes reduceres P, der er bundet til partikler. Et kombi-bassin består af to bassiner, hvor der vil være sedimentering i begge bassiner.
Vandbremsere og bøjeklap	Ingen.
Riste og selvrensede riste	Tilbageholder partikler - mindste tilbageholdte partikelstørrelse afhænger af spaltevidden og vandets hastighed. Store vandhastigheder kan presse partikler igennem risten. Selvrensede riste er udstyret med et mekanisk skrubesystem, der kører langs risten eller ved en roterende bevægelse. Riste med spaltevidde mindre end ca. 10 mm bør være selvrensede, og riste kan leveres ned til en spaltevidde eller perforeret åbning på 0,4 mm. Med så små åbninger vil det medføre relativt store ristanlæg og betydelig renholdelse for at undgå, at hullerne lukkes af partikler i overløbsvandet. Statiske riste skal renses jævnlige.
Skum-spærre	Ingen.

8.3 Tiltag ved udløbet

Der er forskellige muligheder for at rense overløbsvand ved udløbspunktet. På den måde kan belastningen af recipient reduceres eller undgås, selvom der udledes samme overløbsvandmængder. Afhængigt af recipientens sårbarhed og anvendelse kan kravene variere fra en simpel rensning med en rist til en meget videregående rensning omfattende både fysiske og kemiske rensprocesser. Da overløbsvandføringen er så variabel, er biologiske processer ikke velegnede.

Mange steder er der et bassin før et overløb. Dette reducerer overløbsmængden og giver en vis rensning – ved sedimentation - af overløbsvandet.

De almindeligt anvendte renseteknologier, der anvendes ved overløbsbygværker, er:

1. Riste
2. Finriste og sier
3. Mikrofiltrering
4. Accelereret bundfældning
5. Hygiejnisering

Ad 1 og 2: Rensningen består alene i en mekanisk rensning af vandet ved, at det passerer mellem ristestænger eller gennem huller. Herved tilbageholdes urenheder ned til en vis størrelse. Riste og sier skal helst være med automatisk rensning, da de ellers meget hurtigt stopper til. Rensningen med riste og sier reducerer især de synlige urenheder. Dette er vigtigt for det æstetiske indtryk af recipienten.

Ad 3: Rensningen består i en filtrering analogt til filtrering i finriste og sier, men med maskevidder i filtrene ned til få mikrometer. For at sikre en gravitationsdrevet rensning, og samtidig den nødvendige hydrauliske kapacitet, er disse mikrofiltre (fx skivefiltre) opbygget på en måde, så der opnås meget stort filtreringsareal på mindst mulig plads. Filtrene er ligeledes udstyret med effektive automatiske skyllesystemer, som opretholder kapaciteten under rensning. For at øge både renseeffekt og hydraulisk kapacitet i mikrofiltrene kan overløbsvandet inden filtrering tilsættes en flokkulant.

Hvis der yderligere stilles krav til rensning for opløste stoffer, fx opløst fosfor, kan der inden filtrering og flokkulering foretages en fældning. Med mikrofiltrering kan der opnås en meget effektiv rensning for suspenderet stof, fosfor og øvrige partikulære, forurenende stoffer såsom en række tungmetaller.

Ad 4: Rensningen består, ligesom videregående mikrofiltrering, af en forbehandling af overløbsvandet med flokkulering og fældning efterfulgt af accelereret sedimentation – via recirkulerende mikrosand - i en lamersedimenteringstank. Den accelererede sedimentation gør, at der opnås meget høj hydraulisk kapacitet på meget lidt plads. Med denne rensning kan der opnås en meget effektiv rensning for suspenderet stof, fosfor og øvrige partikulære, forurenende stoffer såsom en række tungmetaller.

Ad 5: Hygiejnisering består i reduktion af bakterier og vira i overløbsvandet. Dette er især aktuelt ved overløb i nærheden af badestrande. Hygiejnisering kan med fordel foretages efter en videregående rensning af overløbsvandet.

Ved valg af rensningsteknologi, skal der tages hensyn til følgende:

- Forventet hydraulisk belastning, både mht. vandmængden på årsbasis, peakflow og frekvens
- Forventet sammensætning af overløbsvandet
- Beskyttelseskrav for recipient ift. renseeffekt
- Installationsforhold: mobilt vs. permanent
- Anskaffelsespris og driftsomkostninger
- Vedligeholdelse

I afsnit 10.4 findes eksempler på anlægstyper, der giver større eller mindre rensning af overløbsvand.

8.4 Metode til økonomiske beregninger

Nedenfor er beskrevet en økonomisk model, der kan benyttes til en økonomisk beregning af forskellige tiltag til at reducere overløb. Modellen er baseret på en note, der er udviklet som en del af Innovationsprojekt IP14 under Vand og Byer projektet /ref. 11/.

Alle væsentlige omkostninger bør indgå i den økonomiske vurdering. Poster, der bør indgå, er givet i Tabel 8-5. Disse dækker:

- Planlægning
- Anlæg
- Drift og vedligeholdelse

Tabel 8-5 Omkostningsposter

Udgiftstype	Beskrivelse
Planlægning	
Forprojekt	Forprojektet dækker planlægningsaktiviteter, der omfatter forundersøgelser og administrative aktiviteter i planlægningsfasen. Eksempler på disse er: <ul style="list-style-type: none"> - Projektledelse - Forundersøgelse: Kan bestå af geotekniske forundersøgelser, opmålinger osv. - Skitseprojekt: Udvikling af overordnet skitseprojekt, herunder hydraulisk undersøgelse, som vil danne grundlag for detailprojekt - Ansøgning om påkrævede tilladelser - Borgerinddragelse
Detailprojekt	Udarbejdelse af detaljeret detailprojekt, dokumentation og udbudsmateriale. Eksempler på dette er: <ul style="list-style-type: none"> - Projektering af tekniske elementer - Landskabsdesign - Udbudsmateriale
Anlæg	
Anlægsudgifter	Anlægsudgifter, alle udgifter Eksempler på dette er: <ul style="list-style-type: none"> - Entreprenørudgifter: Udgifter til at bygge anlægget - Tilsynsudgifter: Udgifter til tilsynet i anlægsperioden - IT-udgifter: Udgifter til IT-løsninger, hardware, software og konfigurering - Øvrige anlægsudgifter: Alle andre anlægsudgifter, fx opkøb af jord
Drift og vedligeholdelse	
Driftsudgifter	Driftsudgifter bør dække alle udgifter til at drive anlægget. Driftsudgifter varierer meget fra anlæg til anlæg, men dækker udgifter som rensning, udskiftning af elementer der bliver slidt ned, strøm, IT, kommunikationslinjer osv. Driftsudgifter kan deles op i fire kategorier: <ul style="list-style-type: none"> - Funktionel opretholdelse - Æstetisk opretholdelse - Akutte udgifter, der opstår ved pludseligt opståede skader - Øvrige udgifter

Ved sammenligning af to alternativer bør grundlaget være, at der opnås den samme effekt, fx reduktion af antal overløb, den årlige volumen af overløb eller direkte miljøpåvirkninger. Hvis dette ikke er tilfældet, bliver den økonomiske analyse mere kompliceret. Hvis effekt fx måles i reduktion af årligt aflastede volumen, kan omkostningerne som første estimat beregnes som omkostninger på volumenreduktion af overløb. Dette kan dog resultere i en fejlbehæftet vurdering, da der ofte vil være en ikke-lineær sammenhæng mellem omkostninger og effekt (den sidste kubikmeter vand er mere omkostningstung at få fjernet).

Anlæggets levetid bør indgå i omkostningsberegningen. Som et første estimat kan det antages, at anlægsomkostninger fordeles ligeligt over levetiden.

Til vurdering af et projekt og til sammenligning af alternative løsninger kan nøgletal angivet i Tabel 8-6 anvendes.

Tabel 8-6 Nøgletal

Nøgletal	Enhed	Beskrivelse
Totaløkonomi		
Totalomkostninger	[kr.]	Totalomkostninger er summen af alle projektudgifter
Totalomkostninger pr. år	[Kr./år]	Totalomkostninger divideret med levetid
Anlægsøkonomi		
Anlægsinvestering	[kr.]	Alle anlægsinvesteringer
Anlægsinvestering uden planlægning	[kr.]	Alle anlægsinvesteringer fratrukket udgifter til planlægning
Planlægningsdel af de samlede anlægsinvesteringer	[%]	Den andel, som planlægningen udgør af de samlede investeringer
Driftsøkonomi		
Driftsudgifter	[kr./år]	De gennemsnitlige årlige driftsudgifter
Risiko ved anlægsinvesteringer		
Risikosum	[kr.]	Summen af alle udgifter, der afholdes, før det vedtages at gennemføre projektet. Vil ofte være udgifter til forprojektet
Andel af anlægslægsinvesteringer	[%]	Risikosummens andel af de samlede anlægsinvesteringer

9 Teknologikatalog: Måleteknologi

9.1 Vandstandsmålinger

Som beskrevet i det følgende benyttes der to forskellige principper til at måle vandstanden:

- Målinger foretaget over vandspejlet (non-kontakt målinger)
- Målinger foretaget under vandspejl (kontakt målinger).

9.1.1 Non-kontakt vandstandsmålinger

Non-kontakt vandstandsmålinger er baseret enten på ultralyd eller radar. I disse typer af målinger måles den tid, det tager for lyd- eller radarbølger at bevæge sig fra måleren ned til vandets overflade og tilbage igen. Tidsmålingen benyttes til at beregne distancen fra vandoverfladen til sensoren, hvorved vandstanden kan beregnes.

Den væsentligste forskelle imellem ultralyd og radar målinger er den signalfrekvens og den tilhørende bølge hastighed. Ultralydsbaserede vandstandsmålere benytter frekvensområde 40–200 KHz, og bølgenes hastighed svarer til lydens hastighed i luft. Radarbaserede vandstandsmålere findes i forskellige frekvensområder (C- og X-band 6-11 GHz; K-band 24-29 GHz; W-band 75-85 GHz), og bølgehastigheden svarer til lysets hastighed. De bedste måleresultater opnås med radar i det lave og mellemste frekvensområde.

Ultralydsbaserede måleinstrumenter er p.t. de mest anvendte pga. en meget lang anvendelseserfaring og lav pris. Men ultralydsmålere kræver et roligt vandspejl, da der er risiko for, at ekkoet mistes, hvis vandet er turbulent, og overfladen ikke er rolig.

Udvikling af radarteknikken (primært drevet af applikationerne i trafikale områder) har bevirket at prisen på radarbaserede instrumenter er faldet. Denne udvikling gør, sammen med nogle tekniske fordele, at radarbaserede vandstandsmålere er blevet mere udbredte. Fordelen ved radarbaserede vandstandsmålere er, at de er i stand til at levere mere præcise målinger ved nogle komplicerede - men ofte forekommende - forhold i afløbssystemer, fx ved forekomst af skum på vandets overflade, ved hurtige temperaturændringer i luften eller ved meget turbulent vandoverflade.



Figur 9-1 Eksempel: Ultralydssensor placeret over vandspejlet i et spildevandsbassin (Kilde: <https://store.aquatechnologygroup.com/products/nivelco-easytrek-sp-300-series-compact-ultrasonic-transmitter/#gsc.tab=0>)



Figur 9-2 Eksempel: Radarsensor placeret over vandspejlet i en kloakbrønd (Kilde: <http://www.solidat.net/index.asp>)

Både ultralyds- og radar non-kontakt målere har den fordel, at ingen dele af måleren berører vandet, hvorfor begge typer er velegnede i et aggressivt miljø som i en kloak.

9.1.2 Kontakt-vandstandsmålinger

Kontakt-vandstandsmålinger (hvor sensoren er placeret under vandets overflade) anvender primært tryktransducere og opadgående ultralydssensorer.

I en *tryktransducer* er der indlagt en membran, fx af titanium, hvor vandets tryk bevirker, at der sker en indbøjning af denne membran. Indbøjning omsættes til et tryk, og idet der antages hydrostatisk trykfordeling, omsættes trykket til en vandhøjde. En tryktransducer tager således ikke hensyn til det dynamiske tryk, hvilket dog ikke er betydende ved de små vandhastigheder, som vandet strømmer med i en kloak.

Opadgående ultralydsvandstandsmålere virker efter det samme princip som non-kontakt ultralydsmålere - blot med den forskel, at sensoren sidder på bunden af kanalen eller røret og udsender ultralydbølger i opadgående retning, dvs. mod vandets overflade.

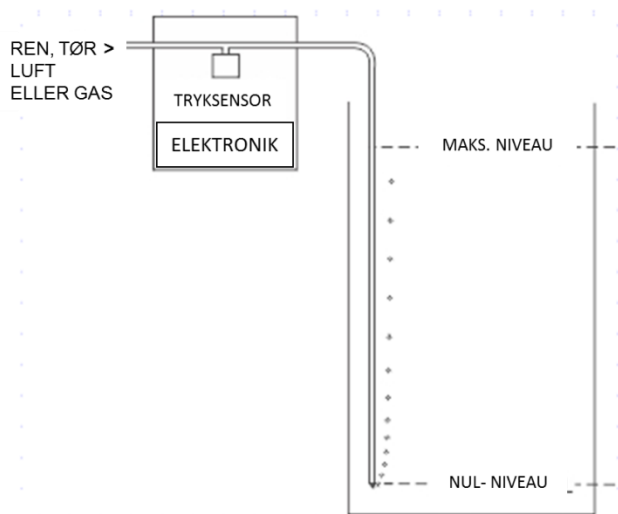
Både tryktransducere og opadgående ultralydssensorer har den ulempe, at den vitale del af instrumentet ligger i vandet. I et vandmiljø som en kloak, hvor vandet indeholder store mængder af suspenderet stof og større genstande flydende i vandet, bliver sensoren hurtigt belagt og/eller afskærmet med flydende materiale, hvilket kan medføre upålidelige målinger.



Figur 9-3 Eksempel: Tryktransducer (Kilde: mjk.com)

En speciel type vandstandsmåler er boblemåleren, der måler dybden ved at tvinge luften ned i et rør monteret vertikalt i et bassin eller en brønd. Luften bobler ud af røret ved åbningen nær bunden af bassinet. Det tryk, der kræves for at tvinge luften ned i røret, er proportionalt med vandstanden.

En boblemåler består af en luftkompressor eller anden trykkilde, en trykføler, kontrol- og kalibreringselektronik samt et boblerør. En kilde til ren, tør gas (luft) er påkrævet.



Figur 9-4 Principskitse af boblemåler

Ligesom andre typer af målere, der er i kontakt med spildevand, kan boblemålere potentielt have funktionsproblemer. I et aggressivt spildevandsmiljø med højt faststofindhold vil der med tiden dannes aflejringer ved udløbspunktet af boblerøret. Disse aflejringer kan forårsage upræcise aflæsninger og til sidst blokere boblerøret.

9.1.3 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering af vandstandsmålere

Non-kontakt målere (ultralyds- og radarmålere) er velegnede til installation både i brønde og i et bygværk. Montering er let, idet den sker et stykke over vandoverfladen, dvs. mindst så højt oppe, at måleren ikke under skybrud kommer i kontakt med vandoverfladen.

Sensorenheden til kontakt målere skal fastgøres under vandets overflade, hvilket kan besværliggøre monteringen. Ved lav vandstand kan selve sensorenheden og tilhørende kabel og monteringsbeslag påvirke den lokale vandstand og hermed forstyrre målerresultatet relativt meget.

Boblemålere anvendes typisk i bassiner i spildevandsrensningsanlæg og i dybe, smalle kloakbrønde.

Tryktransducere og opadgående ultralydsmålere kan installeres i rør, brønde eller bygværker.

Loggefrekvens af målere skal tilpasses formålet. Data, der anvendes til at kalibrere en numerisk model, vil fx kræve en loggefrekvens på ca. 10 sec.

Kontinuerlige målinger kan med fordel etableres med el-forsyning (der bliver lagt el ud til målestationen), hvorimod hændelsesmålere og kampagnemålinger med fordel kan drives med batteri.

9.1.4 Nøjagtighed

Der kan opnås en høj målenøjagtighed med alle typer af vandstandsmålere fra anerkendte producenter. Målenøjagtigheden afhænger dog af (u)korrekt placering og installation af sensor, kalibrering samt vedligeholdelse (specielt for transducere).

9.1.5 Driftsforhold

Det er vigtigt, at der er adgang til målere, så disse kan vedligeholdes.

Tryktransducere kan have en tendens til at "drive", dvs. at fejlen på målingen bliver større med tiden. Dette kræver re-kalibrering af måleren.

Da en tryktransducer er neddykket, er der endvidere risiko for, at denne bliver belagt.

Alle målere bør efterses jævnlige.

9.2 Vandføringsmålinger

Vandføringsmålinger baseres på en simpel kontinuitets ligning:

$$Q = A \times V \quad [L^3T^{-1}] \quad (9.1)$$

hvor

A er strømningstværsnittet

V er gennemsnitshastigheden af vandet

For at bestemme vandføringen er det nødvendigt at kende tværsnitsarealet, hvor vandet bevæger sig, samt den gennemsnitlige hastighed i tværsnitsarealet. Vandføringen beregnes derefter ved at gange tværsnitsarealet med vandhastigheden.

I fuldløbende rør svarer tværsnitsarealet altid til rørprofilen, hvorfor det er tilstrækkeligt at måle den gennemsnitlige hastighed. For delvist fyldte rør, skal gennemsnitshastighed såvel som vanddybden måles, hvor vanddybden benyttes til at beregne tværsnitsarealet.

Da vandføring i kloakrør kan skifte mellem delvist fyldte og overtryk (fyldte), afhængigt af den hydrauliske belastning, skal måleudstyret være i stand til at fungere under begge forhold og levere nøjagtige målinger under den betydelige diskontinuitet ved skift af flowregimet, når røret bliver fuldt løbende.

På steder i afløbssystemet, hvor der er veletablerede naturlige flowforhold (fx naturlig dybde), er det tilstrækkeligt kun at måle vanddybden, da vandføring sådanne steder kan beregnes direkte af vanddybden. Anvendelige målemetoder er her specielt dedikerede hydrauliske bygværker (render og overløb).

De mest anvendte teknologier til målinger i åbne kanaler og delvist fyldte rør, fyldte rør samt bygværker bliver gennemgået i de følgende afsnit.

9.2.1 Vandføringsmålinger i åbne kanaler og delvist fyldte rør

En flowmåler, der måler i åbne kanaler og i delvist fyldte rør, består af to enheder:

- En flow-hastighedsmåler
- En vandstandsmåler

Ud over dette inkluderer flowmåleren også software til beregning af flowet på basis af den målte hastighed og vandstand.

De mest udbredte teknologier til måling af vandstand er beskrevet i kapitel 9.1. Det er disse teknologier i forskellige kombinationer med hastighedsmålere, der indgår i målingerne af vandføring.

Teknologierne til måling af vandføringshastighed beskrives i det følgende.

9.2.1.1 Ultralydshastighedsmålere

Der findes to typer af ultralyd hastighedsmålere, som er baseret på følgende fysiske principper:

- Differentiel transittid
- Dopplereffekt

Begge typer hører til kontakt målere, da ultralydstransducere monteres under vandets overflade.

Den differentielle transittidsmetode udnytter det fysiske fænomen, at en akustisk puls bevæger sig hurtigere i nedstrøms retning end i opstrøms retning. En akustisk puls udsendt med strømmen i nedstrøms retning accelereres med vandets hastighed, og omvendt decelereres en akustisk puls, der bevæger sig opstrøms, af vandhastigheden. Forskellen på transittiderne mellem to strømningstransducere, der måler i de to modsatte retninger af flowkanalen, er direkte proportional med vandhastigheden. Typisk parres der en række strømningstransducere i forskellige højder over den åbne kanal, og ved at kombinere hastigheden af de parrede transducere udregnes den aktuelle hastighedsprofil af vandet. Den målte hastighed kombineres med niveaumåling til beregning af vandføringen.

Denne teknik kan give pålidelige målinger, men den målte transittid kan forstyrres af refleksioner fra partikler, bobler eller andre stoffer. Desuden skal en fuldt udviklet flowprofil opnås ved målepunktet for at sikre nøjagtige målinger. Dette kræver en forholdsvis lang strækning med konstant flowprofil - sædvanligvis 8-10 kanal/rørbredder opstrøms og 2-5 nedstrøms fra en forstyrrelse, fx ved en bøjning. Der kan også forekomme unøjagtigheder, hvis det matchende par transducere ikke er korrekt justeret på tværs af den åbne kanal.

Doppler flowmåling i åbne kanaler og delvist fyldte rør er designet til at måle hastigheden af flydende (suspendede) partikler og luftbobler i vandstrømmen. Det betyder, at den ikke kan anvendes til målingerne i rent vand, med mindre man tilføjer luftbobler til vandstrømmen.

Målingen udføres ved at udnytte Dopplerskift effekten, dvs. ændring af signalets frekvens efter refleksion fra en partikel i bevægelse. Differencen mellem den transmitterede og den reflekterede frekvens er proportional med partiklens hastighed.

Systemet analyserer spektrum af det reflekterede signal fra alle partikler i bevægelse, og en gennemsnitlige flowhastighed udregnes. Hastigheden kombineres med niveaumåling til at beregne flowet.

Der findes to tekniske løsninger for Doppler målinger i anvendelse:

- *Continuous Wave Doppler (CWD)*. Dette er den klassiske Doppler måler. Den måler partikelhastighed vha. en bred akustisk stråle. Denne stråle kan ikke altid dække det komplette hastighedsprofil, dvs. at udregningen af den gennemsnitlige flowhastighed foretages på en ukomplet basis. Dette fører til måleusikkerhed, specielt ved større kanaler og rør ($D > 1$ m). Denne måler kan anvendes ved flowhastigheder $v > 0.15$ m/s og vanddybde $h > 5-10$ cm
- *Range Gated (Pulse) Doppler (RGD)*. Denne teknik var oprindeligt anvendt med oceanografiske applikationer til overvågning af havstrømme, men bruges nu i vid udstrækning også til vandføringsmåling i åbne kanaler og rør. Hovedprincippet er, at hastigheden måles med pulserende akustiske stråler i flere "hastighedskasser", der er rettet mod flowet i forskellige vinkler. Dette betyder et meget nøjagtigt hastighedsprofil kan oprettes med hver måling. I kombination med en akkurat vandstandsmåler kan RGD måleren levere vandføringsmålinger af meget høj nøjagtighed. RGD flowmålere er designet til store rør og kanaler med en min. vanddybde på 8-30 cm.

RGD flowmålere er typisk dyrere end CWD målere

Doppler flowmålere placeres i bunden af kanalen, som ofte kan samle aflejringer og dermed forårsage unøjagtig flowmåling.

9.2.1.2 Radar overfladehastighedsmålere

Non-kontakt radartechnologien måler vandoverfladens hastighed ved hjælp af Doppler frekvensskiftmetoden. Vandoverfladens hastighed korrigeres passende for at udregne en gennemsnitshastighed. På basis af et kendt tværsnitsprofil (på basis af kanalens/rørets geometri) og den målte vandstand kan vandføringen beregnes. Fordelen ved denne teknik er, at instrumentet er ikke i kontakt med vandet. Ulempen er, at gennemsnitshastigheden regnes ud på basis af antagelser om hastighedsprofilen eller på basis af en omfattende kalibrering.

9.2.1.3 Laser Doppler hastighedsmålere

Denne non-kontakt teknologi anvender laser lysstråler til at måle vandhastigheden i åbne kanaler og delvist fyldte rør. Ligesom ved ultralyds- og radartechnologi baseres målingerne på Doppler frekvensskift af strålerne, der reflekteres fra suspenderede partikler eller luftbobler i bevægelse.

Fordelen i forhold til andre non-kontakt teknologier til måling af vandhastighed er, at hastigheden under vandoverfladen kan måles. De bedste instrumenter anvender multipunkt/multidybde-metoden. Det betyder, at et nøjagtig, hastighedsprofil kan etableres, hvorved en mere akkurat måling af vandføring kan opnås.

9.2.2 Vandføringsmålinger i fyldte rør

Alle kontakt teknologier beskrevet i sektion 9.2.1 kan benyttes til at måle vandføring i fyldte rør.

Herudover benyttes elektromagnetiske vandføringsmålere eller vandføringsmålere. Når vandet passerer gennem målerens magnetfelt, der er placeret vinkelret på vandføringsretningen, induceres en spænding, som opfanges af elektroder placeret på røret og i kontakt med vandet. En induceret spændingsforskel mellem de to elektroder vil afhænge af magnetfeltets styrke, afstanden mellem de to elektroder og hastigheden af vandet. Da magnetfeltet og afstanden mellem elektroderne er konstant, er den inducerede spænding proportional med vandføringen.

For at en magnetisk induktiv vandføringsmåler kan fungere, er det et krav, at ledningsevnen i vandet er større end $5 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Magnetisk induktive vandføringsmålere findes i mange størrelser, som kan passe til rør med diametre fra 3 til 2000 mm. Målerne er stabile i drift, og usikkerheden på målingerne er lille – 2 til 5%.

Ulempen er, at det kan være vanskeligt at placere den magnetisk induktive måler i eksisterende rørsystemer med stærkt varierende vandføring.

9.2.3 Vandføringsmålinger i åbne kanaler ved hjælp af specielle bygværker

Vandføringen i åbne kanaler kan måles i forbindelse med et overløb med en kendt konfiguration, bygget blandt andet til dette formål. Ud fra konfigurationen og med kendskab til vandhøjden beregnes vandføringen. De hyppigst anvendte overløb er rektangulære eller trekantoverløb.



Figur 9-5 Eksempel på vandføringsmåling baseret på trekantet overløb og vandstandsmåling (Kilde: mjk.com)

En anden mulighed er målerender - fx Pashall-render. I en Parshall-rende accelereres flowet i en symmetrisk indsnævring og nedsænkning af bunden. Under frie strømningforhold kan vanddybden på et specificeret sted opstrøms for rendehalsen omregnes til en vandføring. Ved dykkede forhold skal vandstanden også måles et sted nedstrøms for renden, for at kunne vandføringen kan beregnes.

I begge tilfælde kan målingerne af vandstanden foretages ved at anvende en af de teknikker, der er beskrevet i kapitel 9.1. Vandstandsmåleren skal placeres tilstrækkeligt langt opstrøms (4-5 gange højden af vandstanden over overløbskanten) for sikre korrekte vandstandsmålinger.

9.2.4 Vandføringsmålinger ved overløbsbygværker

I tilfælde af en regelmæssig form af overløbskanten, der ligger tæt på de teoretiske modeller (fx firkantet overløb med horisontal skarp kant, V-overløb o.lign.), og hvor vandspejlet i selve bygværket er roligt, kan afhængighed af vandstanden og vandføringen etableres på basis af passende formler fra hydrauliske læsebøger.

For et standard overløbsbygværk med en ikke for lang krone kan følgende formel fx benyttes:

$$Q(t) = 0,67C_d B \sqrt{2gH(t)} \quad (9.2)$$

B er kronebredden

g er tyngdeaccelerationen

H(t) er vandstanden og kronen som funktion af tiden

Q(t) er vandføring over bygværket som funktion af tiden

C_d er en konstant, der er afhængig af bygværket. En værdi på 0,63 kan benyttes for et standard overløbsbygværk.

Hvis overløbets geometri er kompliceret og uregelmæssig, eller hydrauliske forhold i overløbsbygværket er komplekse, kan de teoretiske formler ikke anvendes. Overløbets "rating curve" bør findes ved at bygge enten en fysisk skalamodel eller en digital (CFD - computational

fluid dynamics) model af bygværket /14/. Begge metoder vil levere nøjagtige data for en overløbsbygværksvandføring som funktion af vandstande, også under ”dykkede” forhold, dvs. ved høj vandstand på nedstrøms side af overløbsbygværket, hvor overløb ikke længere kan beregnes som frit.

9.2.5 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Målingen af vandføringer kan ikke gennemføres i en brønd eller et bygværk. Disse skal gennemføres i rør eller kanaler. Vandføringsmålinger, der er baseret på måling af vandstand og hastighed - dvs. kontinuitetsprincippet - kræver, at målestedet udvælges med omhu. En alt for turbulent vandstrømning og/eller hydraulisk uregelmæssig profil vil begrænse målenøjagtigheden. Dette afhænger dog kraftigt af den valgte teknologi.

9.2.6 Nøjagtighed

Vandføringsmålinger er tit forbundet med relativt stort måleusikkerhed afhængigt af målested, målemetode, måleudstyr m.v. Derfor er det meget vigtigt at undersøge begrænsninger og fordele ved forskellige metoder og specifikke produkter i forbindelse til forventede måleforhold.

9.2.7 Driftsforhold

Det er vigtigt, at der adgang til målere, så disse kan vedligeholdes.

Alle målere bør efterses jævnligt.

9.3 Måling af vandkvalitet

Forskellige aspekter af vandkvalitet i afløbssystemer kan bestemmes ved in-situ vandkvalitetsmålere samt ved prøvetagning og efterfølgende analyse af prøverne i laboratoriet.

Interessante parametre kan inkludere følgende:

- Temperatur
- Surhedsgrad (pH)
- Gennemsigtighed (turbiditet)
- Suspenderet stof (SS)
- Ledningsevne
- Indhold af organisk stof og dets sammensætning
- Opløst ilt
- Kvælstof (N)
- Fosfor (P)
- Tungmetaller
- PAH substanser
- Pesticider
- Phthalater

Traditionelt foregår bestemmelsen af spildevandkvalitet i laboratoriet, hvor man analyserer de prøver, der er taget ved passende steder i afløbssystemet. Prøverne kan tages manuelt eller ved hjælp af de automatiske prøvetagningsmaskiner (samplere). Samplere kan indstilles til prøvetagning i et bestemt tidsrum med en bestemt frekvens eller til at begynde prøvetagning ved nogle bestemte forhold i systemet (fx høj vandstand). Ved sampling af vandkvalitet af overløbsvand, kan sampling evt. startes, når vandstanden er 5-10 cm over kronekoten af overløbet.

Udviklingen af prisbillige dataloggere og forskellige sensorer medfører, at en stadig større del af vandkvalitetsdata i afløbssystemer anskaffes ved online målinger in-situ. I dag findes der online sensorer, som kan måle temperatur, turbiditet, ledningsevne, BOD, COD, opløst ilt, H₂S, m.m., og der udvikles løbende nye sensorer.

Denne proces medfører, at mængden og dækningen af vandkvalitetsdata vokser meget kraftigt og øger forståelsen af variabilitet i spildevandssammensætning, både i tid og rum. Store mængder data understøtter modellering af vandkvalitet i afløbssystemer med henblik på overløbsbelastning, tilløb til rensningsanlæg, dannelse af sulfid, osv.

Laboratorieanalysen er stadig uundværlig til bestemmelse af nogle vandkvalitetsparametre samt til verificering af online sensorer.



Figur 9-6 Eksempel: Online vandkvalitetssensor (Kilde: mjk.com)

Ved anvendelse af online vandkvalitetssensorer bør man holde tæt kontakt med producenten for at sikre sig detaljerede oplysninger om vedligeholdelse, drift og specielle forhold ved installering. Se afsnit 5.4 for gennemgang af manuel prøvetagning.

10 Teknologikatalog til reduktion af overløbsmængder og udledt forurening

10.1 Reduktion af belastning med overfladevand

10.1.1 Opstuvning på terræn

Ved at opstuve regnvand på terræn (befæstede eller ikke-befæstede områder) kan belastningen på afløbssystemet udjævnes, og hermed kan der opnås en reduktion i regnbetingede overløb. Der findes mange eksempler på områder, der er blevet udnyttet til opstuvning. Eksempler er parkeringspladser, boldbaner, torve, skolegårde m.v. Områder, der typisk ligger tomme under regnvejr, er bedst egnede til opstuvning. I udlandet benyttes også veje, men dette kan skabe trafikale problemer. Principielt kan selv små områder benyttes (husparceller), men det vil ofte være mere berettiget at benytte større områder.

Området til opstuvning kan etableres på mange forskellige måder. Der kan for eksempel benyttes høje kantsten eller regulering af terræn. Regnvand bliver naturligt opsamlet i lavtliggende områder, og disse er velegnede til opstuvning.

”Dræning” af området skal tilpasses kapaciteten af kloakken. Mindre regn, der forekommer ofte, bør kunne drænes - kun større og kraftigere nedbør skal opstuves midlertidigt på området. Dræning af området kan tilpasses, for eksempel ved at regulere lysningen på rendestensriste eller dimensionen af drænrør eller bygværker, der benyttes til at dræne arealet.

Opstuvning kan i mange tilfælde kombineres med andre LAR metoder såsom faskiner og regnbede.

10.1.1.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Der kan være interessekonflikter imellem den afdeling, der er ansvarlig for kloak, og de afdelinger eller ejere, der er ansvarlige for arealer, som benyttes til opstuvning. De sidstnævntes interesse vil ofte være at få ledt vandet bort hurtigst muligt, hvilket kan give konflikter.

For at undgå overbelastning af området kan det være nødvendigt at etablere nødoverløb.

10.1.1.2 Fysiske forhold

Opstuvning på terræn vil ofte være designet til at reducere tilløb til kloakken ved regnhændelser af høj intensitet, men uden at have indflydelse på mindre regnhændelser. Opstuvning på befæstet areal vil ikke reducere volumenbelastningen på kloakken, hvorimod opstuvning på ikke-befæstet område vil reducere volumenbelastningen på grund af nedsivning.

10.1.1.3 Økonomi

Anlægsudgifterne og driftsudgifter ved opstuvning på befæstede arealer vurderes at være lave, mens anlægsudgifterne og driftsudgifterne ved opstuvning på ubefæstede arealer vurderes at være lave til middel.

10.1.1.4 Drift og vedligehold

Drift og vedligehold kan bestå af rengøring og fejning af befæstede arealer efter opstuvning. Der kan også være behov for spuling af drænrør.

Drift og vedligehold af ubefæstede arealer kan bestå af græsslåning, inspektion for skader og oprensning af bundfældet materiale. Efter opstuvning på ubefæstede arealer kan der også være behov for spuling.

10.1.2 Permeable befæstelser



Figur 10-1 Permeabel belægning, foto fra rc-beton.dk

Permeable befæstelser tillader, at del af regnvandet nedsiver fra de befæstede arealer, hvorved belastningen af afløbssystemet reduceres. Permeable belægninger kan fx være grus, asfalt og beton med åben porrestruktur, betonfliser med porøse fuger og græsarmeringssten.

Fra den permeable belægning løber regnvandet ned i en underbygning, der for eksempel kan være lavet af sand eller grus. Fra underbygningen kan vandet enten filtreres ned i jorden eller ledes til en recipient/afløbssystemet. Underbygningen kan ligge på en membran, der forhindrer nedsivning. Vandet bliver typisk forsinket i underbygningen, hvor forsinkelsen afhænger af det permeable lags kapacitet til at lede vandet ned i underbygningen og dræningsforhold af underbygningen.

Design af permeabel belægning består således af tre trin:

- Det skal sikres, at belægningen kan dræne den påkrævede mængde vand fra overfladen
- Dræningskapaciteten af underbygningen - enten nedsivning til jorden eller direkte dræning til kloak/recipient - fastlægges
- Den krævede magasinvolumen i underbygningen kan fastlægges ud fra dræning af overfladen og dræning af underbygningen

Permeable belægninger anvendes på mange forskellige områder; eksempler er veje, fortove, parkeringspladser m.m.

10.1.2.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Eventuel påvirkning af grundvandet skal undersøges. Nedsivning kan forurene grundvandet, specielt fra trafikintense områder. Afstanden fra underkant af underbygningen til grundvandsspejl bør være større end 1 meter for at sikre optimal nedsivning.

Der skal opnås tilladelse til at nedsive regnvandet fra offentlige veje.

10.1.2.2 Fysiske forhold

Ved nedsivning sker der en reduktion af volumen. Denne reduktion opnås selvfølgelig ikke, når vandet drænes tilbage til kloakken. Permeable belægninger vil kunne reducere overløb for lav- såvel som højintense regnhændelser, dog afhængigt af materialer og udformning. Underbygning kan være den begrænsende størrelse, så det er vigtigt, at denne bliver designet korrekt. Nedsivning i jorden kan blive begrænset af grundvandsstanden.

10.1.2.3 Økonomi

Udgifterne til at anlægge en permeabel befæstelse er større end for traditionelle befæstelser, men der kan forventes reduktion i udgifter til anlæg af afløbssystemet.

Driftsudgifterne til permeable befæstelser er ikke meget større end driftsudgifterne til at vedligeholde traditionelle befæstelser.

10.1.2.4 Drift og vedligehold

Vedligehold afhænger af den belægning, der benyttes. Porøse materialer (asfalt og belægningssten) bør fejes eller støvsuges og spules med regelmæssige intervaller. Uden denne rengøring kan materialet stoppe til og miste evnen til at lede vand.

Græsarmeringssten og belægning med porøse fuger bør luges for ukrudt, og græsset skal slås.

Belægning, der er blevet beskadiget, skal genetableres. Det kan være sten, der er gået i stykker, såning af nyt græs osv.

10.1.3 Faskiner



Figur 10-2 Faskine, foto fra www.bolius.dk

Til at nedsive regnvand i jorden kan der benyttes faskiner. En faskine er et underjordisk anlæg, der bevirker, at vandet nedsives hurtigere end gennem almindelig jord, og at der samtidig ikke er gener fra vand på jordens overflade.

En faskine kan bestå af et ca. 1-2 meter dybt hul, hvor regnvandet magasineres, før det infiltreres ned i jorden. Der kan være installeret et nødoverløb fra faskinen til kloak. Efter anlæg dækkes faskinen til, så den ikke er synlig. For at sikre, at nedsivningen sker så hurtigt som muligt, bør overfladen af faskinen være så stor som muligt. Der vil ske nedsivning igennem både bund og sider af faskinen. Faskinens bund vil have en tendens til at blive tilstoppet af sedimenter, hvorfor aflange faskiner, hvor arealet af siderne er stort i forhold til arealet af bunden, vil være mest effektive.

Faskiner kan bygges i mange forskellige størrelser og kan anvendes til at nedsive vand fra parcelhuse, etageboliger, parkeringspladser m.v. Regnvand fra parkeringspladser kan være betydeligt forurenet, og der skal som udgangspunkt laves yderligere tiltag til rensning, før det nedsives.

Faskiner kan med fordel benyttes sammen med andre LAR løsninger.

10.1.3.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Som udgangspunkt må der kun ledes regnvand fra tage og områder uden væsentlig trafik til faskiner. Hvis regnvand fra trafikerede områder ledes til faskine, skal der laves en undersøgelse af miljøpåvirkningen.

Den jord, faskinen anlægges i, skal være velegnet. Grus og sand er velegnet, mens lerede jordarter er mindre egnede og kræver større faskiner.

Der bør være mindst 1 meter fra bund af faskinen til grundvandsspejl. Dette for at sikre, at faskinen virker optimalt, og at vandet bliver tilstrækkeligt rensat.

Faskiner må ikke anlægges i forurenede jord, da der i så fald er risiko for, at forurenede stoffer fra jorden siver ned til grundvandet.

Hvis faskinen drænes til en kloak, bør der være en kontraventil på dette dræn for at undgå, at der kan komme tilbagestrømning fra kloakken til faskinen.

10.1.3.2 Fysiske forhold

Det nødvendige faskinevolumen udregnes ud fra arealet, der drænes, samt krav om gentagelsesperiode for overløb af faskine (fx 1 gang hvert andet år). Krav til overfladen af faskinen beregnes ud fra et krav om den tid, det må tage at dræne faskinen, samt jordens nedsivningsevne. Jordens nedsivningsevne, der kan fastlægges ved test, bør ligge mellem 0,005 og 0,000005 m/s. Hvis jordens nedsivningsevne er for stor (større en 0,05 m/s), kan der opstå problemer med rensning af regnvandet, og hvis den er for lille (mindre end 0,000005 m/s), vil faskinen blive drænet for langsomt.

10.1.3.3 Økonomi

En generel vurdering er, at anlægsomkostningerne er middelhøje per m³, mens driftsudgifterne er små.

10.1.3.4 Drift og vedligehold

Det kan være vanskeligt at vedligeholde faskiner, da disse er nedgravet. Areal, der drænes af faskiner, bør jævnligt rengøres. Dette kan dreje sig om:

- Rensning af tagrender
- Fejning og renholdelse af arealer

Indløb til faskinen (fx sandfang) bør efterses, og et eventuelt nødoverløb skal også efterses.

Der kan eventuelt benyttes TV-inspektion til at efterse faskiner.

10.1.4 Grønne tage



Figur 10-3 Grønt tag, foto fra www.zinco.dk

Grønne tage er beplantet med forskellige typer af planter, typisk græs, mos og andre småplanter. Taget kan også være anlagt som en rigtig have med græsplæne og små buske. Under beplantningen skal der lægges en membran, der beskytter den underliggende konstruktion.

Specielt i forårs- og sommermånederne kan afstrømning fra grønne tage reduceres betydeligt sammenlignet med traditionelle tagbelægninger. Reduktionen skyldes optag af vand i planterne samt fordampning. Tagkonstruktionen skal dimensioneres til beplantningens vægt samt det vand, der optages.

Grønne tage kan give bybilledet et attraktivt udtryk, men det er vigtigt, at de tilpasses den eksisterende arkitektur. Grønne tage kan have en positiv effekt på det lokale klima, optage støv, øge luftfugtigheden, dæmpe støj og være isolerende, så varmetab formindskes.

Grønne tage er anvendt på enfamiliehuse, garager, etageboliger, industribygninger, forretningsområder m.m. Ofte er grønne tage anlagt på nye bygninger, men de kan også være anlagt på ældre eksisterende bygninger.

10.1.4.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Der gælder samme regler for tage med græs som for stråtage med krav om afstand til naboskel, nærmeste hus osv.

Grønne tage kan anvendes på flade tage og tage med hældning, men hældningen bør være mindre end 15–20%.

Som nævnt ovenfor skal tagkonstruktionen kunne bære vægten fra jord og beplantning samt fra det vand, der bliver optaget i beplantningen.

10.1.4.2 Fysiske forhold

Der er målt op til 50% reduktion i afstrømning på årsbasis fra grønne tage, men reduktionen afhænger af beplantning og tykkelse af vækstlag. Grønne tage er effektive til at reducere afstrømning ved mindre regn, men ikke så effektive ved større og højintense regnhændelser.

10.1.4.3 Økonomi

Der vil være relativt store udgifter til anlæg af grønne tage, men der kan opnås en betydelig reduktion i afstrømning.

Driftsudgifter vurderes at være lave til middel.

10.1.4.4 Drift og vedligehold

Drift og vedligehold er delt op i jævnligt og efter behov.

Jævnlig vedligehold består af rensning (blade, affald m.m.) af tagrender og eventuelle tagbrønde. Endvidere bør undersiden af taget inspiceres for utætheder.

Døde planter skal udskiftes efter behov. Der skal vandes i tørre perioder, og eventuelle selvsåede planter skal luges væk. Endelig skal eventuelle strømningskanaler efterses.

10.1.5 Regnbede



Figur 10-4 Regnbed, foto fra www.mattle.dk

Et regnbed er et beplantet bed, der kan opsamle vand i en kortvarig periode, før vandet nedsives i jorden. Regnbede er ofte mindre anlæg, der anlægges i haver eller som offentlige anlæg langs veje, parkeringsområder eller mellem bygninger.

Vandet ledes til regnbede ved tilstrømning over terræn, strømning i render og grøfter eller i rør. Der er eksempler på flere regnbede, der er anlagt i serier, da flere mindre regnbede er at foretrække frem for et større regnbed.

Regnbede opbygges med et vækstlag, der ligger over et lag, som er velegnet til at nedsive vand (fx grus eller mindre sten). Regnbede kan anlægges i en mindre fordybning, hvor vand bliver magasineret, før det siver ned. Beplantningen af regnbede skal være i stand til at klare våde såvel som tørre forhold. Planterne optager en del af stofferne i vandet, og der sker også rensning af vandet under nedsivning.

Hvis vandet ikke må nedsives fra regnbedene, men kun benyttes til at magasinere vandet, kan der anlægges en membran under regnbedet. I dette tilfælde skal regnbedet drænes til afløbssystemet eller recipient.

For at undgå, at omgivelserne bliver beskadiget, specielt under større regnhændelser, kan der installeres et overløb på regnbedet. Dette overløb kan dræne til et afløbssystem eller en recipient. Dette kan især være aktuelt, hvis nedsivningskapaciteten er begrænset.

10.1.5.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Generelt må der ikke ledes vand til regnbede fra stærkt trafikerede områder, uden at der er lavet en undersøgelse af miljøpåvirkningen fra nedsivning.

Der findes krav om minimum afstand til bygninger med og uden beboelse samt mindste afstand til nabogrund.

Afstand til højeste grundvandsspejl bør være mindst én meter for at sikre dræning samt rensning af vandet.

10.1.5.2 Fysiske forhold

Vandstanden i regnbedet bør ikke overstige 10–15 cm. På basis af den dimensionsgivende regnintensitet, varighed og afløbskoefficient samt begrænsning i vandstanden på regnbedet kan arealet på regnbedet beregnes. Tykkelse af det underliggende lag af grus og sand kan estimeres ud fra porøsiteten af dette lag, som bør være i stand til at magasinere de 10–15 cm vand. Der skal også foretages en beregning af nedsivningsperioden til underliggende jord, som ikke bør være mere end 2-3 døgn.

10.1.5.3 Økonomi

Udgifterne til anlæg af regnbede ligger i kategorien middel.

Driftsudgifter vurderes at være lave til middel.

10.1.5.4 Drift og vedligehold

Regnbede skal efterses jævnligt. De skal luges, blade skal fjernes osv.

Eventuelle drænrør og overløb skal også efterses og renses.

10.1.6 Render og grøfter



Figur 10-5 Anlagt grøft, foto fra www.erlingholm.com

Render og grøfter er åbne kanaler, der ofte vil være anlagte, men naturlige fordybninger i terrænet kan også anvendes. De anlagte kanaler kan være gravede grøfter med bund af sand eller grus eller tætte render anlagt i beton. Render og grøfter benyttes til at dræne større områder og lede vand til kloak eller recipient, men samtidig vil der være nedsivning og fordampning af vandet. Der kan lægges en membran under gravede grøfter for at undgå nedsivning. Render og grøfter kan principielt substituere regnvandsledningerne i et separat-kloakeret system, hvor der samtidig vil være nedsivning af vandet.

Grøfterne kan anlægges, så der er ekstra stor hydraulisk modstand i disse. Dette kan fx opnås ved at lægge store sten i bunden af renderne eller anlægge dæmninger på tværs af grøfterne. Hermed opnås bedre iltning af vandet og større nedsivning.

Grøfter og render anvendes primært i områder, der ikke er tæt bebygget, da de er relativt pladskrævende. Grøfterne vil være beplantet med planter, der kan tåle midlertidig oversvømmelse. Der anvendes ofte græs, men anden beplantning kan også benyttes.

10.1.6.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Generelt må der ikke ledes vand til grøfter fra stærkt trafikerede områder, uden at der er lavet en undersøgelse af miljøpåvirkningen fra nedsivning. Grøfter bør ikke anlægges i forurenede jord, da der er risiko for, at forureninger siver ned til grundvandet.

Hvis grundvandet ligger for tæt på bunden af grøften, kan nedsivning fra denne formindskes. Meget leret jord vil formindskede nedsivning fra grøfterne; der kan eventuelt laves en test af jordens nedsivningskapacitet.

Overvejelser om vedligeholdelse af grøfterne skal inkluderes i designet. Hvis bunden af grøften er belagt, bør mindstevidden af denne fx være 0,3 meter, for at græsset kan slå.

I stejle områder kan der anlægges dæmninger på tværs af grøfterne for at mindske vandets hastighed. Derved undgås erosion, og samtidig opnås større nedsivning.

10.1.6.2 Fysiske forhold

Hydraulisk design af grøfter og render bestemmes ud fra den vandføring, disse skal tage. Designet svarer til design af alle andre ledninger og rør, fastlæggelse af tværsnit og hældning. Hældning er til dels fastlagt af terrænet, men kan forandres ved for eksempel at lægge dæmninger ind i grøfterne eller benytte alternative linjeføringer. Numeriske modeller kan med fordel benyttes til at fastlægge designet.

På grund af nedsivning vil grøfter reducere volumenbelastningen på afløbssystemet, mens der ingen reduktion er ved brug af anlagte render. Grøfter kan være effektive til at reducere tilløbet under store og små regnhændelser og hermed reducere overløb på kloakken.

10.1.6.3 Økonomi

Det vurderes, at anlægsudgifter er lave til middel og billigere end anlæg af traditionelle regnvandsledninger.

Driftsudgifter er vurderet at være middelstore.

10.1.6.4 Drift og vedligehold

Drift af grøfter dækker vedligehold såsom fejning, rensning og trimning af planter og græsslåning.

Endvidere skal eventuelle drænrør og overløb efterses jævnligt og renses.

10.2 Bygværker og hydraulisk-mekaniske enheder for tilbageholdelse af vandet i afløbssystemet

10.2.1 Sparebassiner (aflastningsbassin)



Figur 10-6 Sparebassin, foto fra www.Ingeniøren.dk

Sparebassiner anvendes til at opmagasinere spildevandet og hermed udjævne belastningen på kloakken og reducere overløb. Bassinerne kan være offline – hvor bassinet er anbragt parallelt med afløbsledningen eller inline hvor bassinet er anbragt på selve afløbsledningen.

Offline bassiner er typisk rektangulære bassiner, men der benyttes også andre former. Forbindelsen imellem afløbsledningen og bassinet vil ofte være et overløbsbygværk. Efter regnes ophør ledes vand tilbage til afløbsledningen, pumpet eller ved gravitation. Da bassinet ikke vil have kapacitet til rumme afstrømning fra alle regnhændelser, forsynes dette ofte med en nødoverløb, se også datablad om kombi-bassin. I bassiner med overløb bør der være rolige strømningsforhold, specielt omkring overløbet, således at partikler sedimenterer, hvorved belastningen af vandområder reduceres. Derimod bør strømningsforhold i bassiner uden overløb forhindre sedimentering af partikler for at lette rengøring. For at undgå gener af omgivelserne (lugt og hygiejne) bør bassiner være lukkede. Lukkede bassiner er dog dyrere at etablere end åbne bassiner.

Bassinerne kan også være rørbassiner, som ofte er inline-bassiner. Rørbassiner benyttes ofte, når der skal etableres mindre volumen, eller når der skal skiftes ledning og etableres nye ledningsstrækninger. Det effektive volumen - det volumen, der kan udnyttes til magasinering - afhænger af hældning af røret og tilladelige opstuvningskoter i systemet.

I Danmark er bassiner meget anvendt til at reducere overløb, men som det fremgår af dette teknologikatalog, findes der mange andre alternative løsninger. De alternative løsninger bør undersøges, og miljøforhold såvel som økonomi (etablering samt drift) af de alternative løsninger bør sammenlignes med bassinløsninger.

10.2.1.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Overvejelser vedrørende rengøring af bassinerne bør inkluderes i designet. Aflejring vil formindske volumen af bassinet og kan skabe lugtgener. Der kan installeres automatiske anlæg til rengøring, typisk spuling eller skyllesystem. Spuling foregår for eksempel med pumpedyser. Et skyllesystem kan bestå af et skyllekammer, der fyldes under opfyldning af bassinet. Når bassinet er blevet tømt, åbnes der for vandet i skyllekammeret, hvorved der genereres en skyllebølge ned igennem bassinet, og det aflejrte materiale skylles ud.

Bassinerne kan udstyres med en rist på indløbet, således at bassinet ikke bliver meget beskidt, og rengøringen lettes. Alle bassiner med overløb bør rense spildevandet med en rist.

Der bør være en minimumshældning på et rørvolumen, så der opnås en selvrensede hastighed i tørvejr. Vejledende fald er 2–4 ‰.

10.2.1.2 Fysiske forhold

Der kan være en kompleks sammenhæng mellem bassinvolumen og reduktion af overløb. Denne afhænger af netværket, indstrømnings- og tilbagestuvningsforhold, m.m.

En eksakt beregning af denne relation kan ofte kun gennemføres med modellering. Beregningen vil optimalt være baseret på lange tidssimuleringer af flere års historisk regn, men alternativt kan enkelthændelser også benyttes. Resultatet af lange tidssimuleringer vil kunne give et godt estimat af sammenhængen mellem antallet af hændelser, mængden af overløb og volumen af bassin.

Spildevandskomiteens skrift nummer 16 /15/ og 18 /16/ indeholder anbefalinger til dimensionering af offline bassin voluminer, og der findes SVK regneark, som understøtter beregningerne.

Når tilbageholdelse af stoffer i bassin er kritisk (fx bassin med overløb), kan metoder fra dimensionering af tanke på rensningsanlæg benyttes til sikre, at der vil være optimal udfældning af partikler.

Bassiner vil typisk være effektive til at reducere overløb fra mindre regnhændelser. Afhængigt af størrelsen på bassinet samt andre netværksforhold vil også overløb fra store regnhændelser blive reduceret.

Et bassin uden overløb, hvor der ikke sker nogen sedimentering, vil - udover at bassinet kan fjerne "first flush" - ikke have nogen renseseffekt. Et bassin, der er optimeret med hensyn til sedimentering, vil derimod have en renseseffekt, som dog afhænger af den aktuelle udformning af bassinet og kræver en detaljeret analyse.

10.2.1.3 Økonomi

Der er stor forskel på prisen på bassiner. Denne afhænger af jordbundsforhold, pris på arealet der bygges på, udstyr (pumper m.m.), kvalitet af bygværket, skyllesystem, sensorer osv.

Der kan være betydelige driftsudgifter forbundet med bassiner.

10.2.1.4 Drift og vedligehold

Drift vil omfatte rensning af bund og vægge, eftersyn af udstyr samt eventuelle riste, og der findes vakuumskyllesystemer og klapsystemer til automatisk renholdelse af disse bassiner.

10.2.2 Kombi-bassiner

Et sparebassin med overløb kan aflaste til et forsinkelsesbassin eller direkte til vandområderne. Vand, der bliver magasineret i sparebassinet, vil blive ledt tilbage til kloakken, mens vand, der bliver aflastet til forsinkelsesbassinet, ledes til vandområder. Et sparebassin med forsinkelsesbassin kaldes et kombi-bassin.

Forsinkelsesbassinet kan være et simpelt jordbassin, der er beplantet, men kan også være et anlagt vådområde. Vådområder er sumpede områder, hvor vandspejlet er tæt på eller over jordoverfladen, eller hvor jorden er mættet med vand tilstrækkelig længe til at fremme de processer og levevilkår, der giver et biologisk indhold, som er karakteristisk for vådområder. Et konstrueret vådområde kan være designet efter to forskellige principper, hvor transport af vandet sker ved overfladestrømning gennem et beplantet område (horisontalt flow), eller hvor strømning foregår gennem en permeabel filtermatrice bestående af mineralsk eller organisk materiale (vertikalt flow).

Forsinkelsesbassinet vil blive belastet med spildevand, dog fortyndet, og dette vand bliver rensat ved en kombination af sedimentation og binding af stoffer til jord samt planter. Det lukkede for-bassin (sparebassinet) bør optimeres, således at udfældning af partikler bliver så stor som muligt. Endvidere bør der installeres rist såvel som skumskærm i sparebassinet. Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Projektering af kombi-bassin kræver en integreret analyse af alle komponenter, der indgår i dette sparebassin, overløbsbygværk, forsinkelsesbassin m.m. En grundlæggende forståelse af de procesmæssige forhold i hvert af disse og samspillet mellem disse er vigtig og bør indgå i designet.

Se /12/ for en detaljeret beskrivelse af anlagte vandområder.

10.2.2.1 Fysiske forhold

Kombi-bassiner bør placeres uden for bymæssige områder, da der kan være problemer med lugt.

Kombi-bassiner vil være effektive til at reducere overløb fra små regnhændelser. Større regnhændelser vil typisk resultere i overløb til forsinkelsesbassinet, hvor overløbet så bliver rensat. Kvantificering af renseeffekten kræver analyse af de faktiske forhold.

10.2.2.2 Økonomi

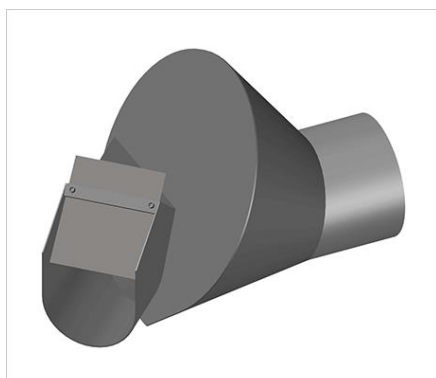
Kombi-bassiner kan være et billigere alternativ til store lukkede bassiner. Endvidere kan disse forholdsvis billigt forbedre udledningen fra eksisterende sparebassiner.

10.2.2.3 Drift og vedligehold

Forsinkelsesbassinet bør efterses jævnlige og renses. Specielt bør tilført affald og andet groft materiale fjernes. Det er vigtigt at fokusere på fjernelse/sluthåndtering af sedimenter, idet ophobning af sedimenter kan generere "first flush", hvis sedimenter medrives af kraftigt flow.

Se endvidere sparebassin-katalog.

10.2.3 Vandbremsere og afløbsregulatorer



Figur 10-7 Cyklon vandbremse (foto fra www.mosbaek.dk) og afløbsregulator (foto fra www.hydrosystems.dk)

Vandbremsere og afløbsregulatorer kan regulere vandføringen, således at der maksimalt kan passere en tilnærmelsesvis konstant vandføring, samtidigt med at gennembløbsåbningen er stor og uændret under drift. Vandbremsere er en passiv regulator, som ikke indeholder nogle bevægelige dele, der styres med motor, og hvor regulering af vandføringen sker rent hydrodynamisk. Der skal således ikke føres el ud til regulatoren eller benyttes PLC.

Der findes tre hovedtyper af vandbremsere

- Cyklonbremse
- Centrifugalbremse - vertikal
- Centrifugalbremse - horisontal

Cyklonbremse bør ikke anvendes til at regulere strømninger under 8 l/s, hvorimod centrifugalbremsere kan regulere en lille vandføring helt ned til 0,2 l/s.

Afløbsregulatorer er ikke baseret på hydrodynamisk bremsefunktion, men på sammenhæng mellem vandtryk og tværsnitsareal, som reguleres med flyderfunktion. Ved højere vandstand reduceres tværsnitsareal. Efter de tyske standarder skal regulatorer testes og typegodkendes, idet der stilles krav til dokumentation og nøjagtighed af afløbsregulatorer, med max. variation på $\pm 5\%$ af max flow i hele funktionsområdet op til max opstuvning.

Vandbremsere og afløbsregulatorer kan installeres i selve netværket eller på overløbsstrømmen; der leder vand ind til overløbsbygværket.

10.2.3.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Vandbremsere og afløbsregulatorer bør dimensioneres og monteres, således at daglig spildevandsføring kan passere uhindret, uden at denne bliver fuldt løbende.

Oftest tillades ikke opstuvning nedstrøms for regulatoren, da dette vil påvirke reguleringskapaciteten. Stuvningsforhold nedstrøms for regulator bør således undersøges, før denne bliver dimensioneret.

10.2.3.2 Fysiske forhold

Cyklonbremsere monteres normalt i en brønd. Cyklonbremsere kan anvendes til regulering af alle vandføringer, undtagen de helt små – dvs. vandføringer mellem 8 og 600 l/s. Størrelsen af regulatoren er dog lidt forskellig afhængigt af flowet. Cyklonbremsen fungerer ved hjælp af gravitation og bør vælges med et design, så der opnås maksimal selvrensning.

Afløbsregulatorer kan anvendes til at regulere vandføring imellem 1 l/s og 5000 l/s.

Cyklonbremsere og afløbsregulatorer kan indbygges i brønde uden højdetab. De mindste størrelser kan passere et brønddæksel og er anvendelige både ved nye anlæg og ved reguleringer i eksisterende systemer.

Centrifugalbremsen findes både i en vertikal og i en horisontal udgave. Den vertikale centrifugalbremse kan monteres i en brønd med sandfang og i forbindelse med afløb fra forsinkelsesbassiner og bygværker m.m. Den vertikale centrifugalbremse anvendes til regulering af små og moderate vandmængder, og den findes i forskellige størrelser og kan regulere fra ca. 0,2 l/s til 80 l/s.

Den horisontale centrifugalbremse monteres normalt på tilløbet i en brønd i forbindelse med afløb fra bassiner og overfaldsbygværker og anvendes til regulering af små og moderate vandmængder (4-30 l/s). Horisontale centrifugalbremsere bliver kun brugt i specielle tilfælde og er ikke almindelige i Danmark.

Der er ingen rensende effekt i forbindelse med vandbremsere.

10.2.3.3 Økonomi

Producent bør kontaktes for prisestimat.

10.2.3.4 Drift og vedligehold

Det bør sikres, at strømningshastigheden ved mindre regnskyl ikke bliver for lille (<0,6 m/s), idet det kan medføre uhensigtsmæssig aflejring foran vandbremse/regulator.

Det bør sikres, at åbningen i regulator er tilstrækkeligt stor til at undgå tilstopning. Erfaringsmæssigt bør gennemløbstværsnittet ikke være mindre end $\varnothing 150$ mm.

10.2.4 Bøjeklap, fjedreklap og variabel overløbskant



Figur 10-8 Bøjeklap, foto fra www.kruger.dk

En bøjeklap er i princippet en skrånstillet væg, som er fleksibel og bøjes ned ved et opstuvningstryk og fjedrer tilbage, når opstuvningen er aflastet. Når vandet opstuver, vil klappen således bøje ned, og dermed kan der ledes mere vand igennem bygværket end med et traditionelt overløbsbygværk. En fjedreklap har samme funktion som en bøjeklap. I en fjedreklap understøttes den skrånstillede væg af et sæt fjedre, der bevirker at denne bøjer ned når vandet stuver op.

Med statiske overløbsbygværker vil det ofte være nødvendigt at holde en relativt lav kronehøjde for at sikre, at der kan aflastes tilstrækkeligt store mængder vand under kraftig nedbør. Dette kan betyde, at der også kan være aflastning ved mindre regnhændelser. Med en bøj- og fjedreklap eller variabel overløbskant kan overløbskronen hæves, således at der ikke vil være overløb ved mindre regnhændelser, og der er stadig tilstrækkelig kapacitet til at aflaste ved store regnhændelser.

Tilsvarende kan disse klapper også anvendes til at øge det volumen, der kan magasineres i fx bassiner, da fyldning af bassin kan øges.

10.2.4.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

En bøj- og fjedreklap kræver mere plads end et tilsvarende statisk bygværk.

Overløbskanter længere end 5 meter skal sektioneres.

Nedbøjning af bøjeklap som funktion af vandtryk bestemmes typisk på basis af forsøg eller ved henvendelse til producenten, hvorimod dette forhold kan beregnes med en fjedreklap.

10.2.4.2 Fysiske forhold

Sammenlignet med et statisk bygværk vil en bøj- og fjedreklap kunne øge vandføringen 2-3 gange ved samme opstrøms vandspejl.

En bøje-, fjedreklap eller variabel overløbskant er effektiv til at undgå overløb ved små regnhændelser.

Der opnås ingen renseseffekt med de anførte løsninger, men der kan opnås stort ekstravolumen, hvis løsningen placeres i forbindelse med overløb fra bassin.

10.2.4.3 Økonomi

Producent bør kontaktes for pris.

10.2.4.4 Drift og vedligehold

En bøje- og fjedreklap kræver ikke meget vedligeholdelse.

10.3 Realtidsstyring af afløbssystemer

Et realtids-kontrolsystem (RTC) er et IT system, der kan være designet til automatisk at udføre mange forskellige opgaver i et afløbssystem, bl.a. til aktivt at omfordele vandvolumen i systemet, både i rum og tid. En eller flere af følgende opgaver er typiske eksempler:

- Flytte vand til bassiner eller andre magasiner
- Magasinere vand i rørvolumen
- Reducere regnbetingede overløb ved at udjævne belastningen på netværket på basis af aktiv styring
- Udjævne belastningen på rensningsanlæg på basis af aktiv styring
- Lave prognoser af indstrømning til rensningsanlæg
- Reducere oversvømmelse på basis af aktiv styring

Formålet med et RTC system er typisk at udnytte det tilgængelige volumen i afløbssystemet med aktiv styring. Styring vil altid baseres på information om netværkets status (vandstande, vandføringer, mm), som kan være målinger eller modelberegninger. På baggrund af denne information besluttet det, hvordan regulatorerne skal styres. Styring kan enten være fuldautomatisk eller manuel, hvilket kræver operatørindsats.

Generelt består et RTC system af følgende tre hovedkomponenter:

- Udstyr
- Kontrolstrategier
- Styringssoftware

Udstyr er henholdsvis fysisk udstyr og IT enheder, som er nødvendige, for at styring kan udføres. Dette kan være:

- Måleinstrumenter, herunder vandstandsmålere, nedbørsmålere, strømningsmålere og sensorer, der kan måle stofkoncentration
- Regulatorer, pumper, bevægelige overløbsbygværker og stigborde m.v.
- IT kommunikationsudstyr, der kan sende informationer fra sensorer til en eller flere centrale computere, hvor disse informationer bearbejdes, hvorefter der sendes styringssignaler tilbage til regulator
- Procescomputere og lokal-kontrol-computere, hvor der er installeret SCADA system, PLC, m.m.

Kontrolstrategi er den logik, der benyttes til at bestemme, hvorledes regulator skal styres. Dette kan være en lokal reaktiv strategi eller en global strategi, som kan være baseret på måleresultater eller på numeriske modeller, der laver prognoser af tilløbet til systemet og af, hvordan den hydrauliske belastning af afløbssystemet bliver.

Styringssoftware er det system, der samler alle informationer, og hvor ny indstilling af regulator beregnes på basis af den strategi, der er kodet ind i dette system, hvorefter de nye indstillinger sendes tilbage til PLC'en.

10.3.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Planlægning af et RTC system vil typisk bestå af følgende 5 aktiviteter:

- Identifikation af problemer og målsætning med at udvikle et RTC system
- Foreløbigt studie af mulighederne for at anvende RTC. Dette inkluderer for eksempel identifikation af tilgængelig volumen og mulighed for at udnytte dette volumen
- Detaljeret studie af anvendeligheden af et RTC system, hvor blandt andet forhold som styringsstrategien fastlægges - skal RTC systemet baseres på en lokal eller en global styringsstrategi, hvad er effekten af at implementere RTC, risikovurdering (hvad vil der fx ske, hvis en eller flere komponenter af systemet falder ud) samt økonomisk vurdering
- Design af RTC systemet, der dækker implementering af styringsstrategi i styringssoftware, specifikation af computere, IT kommunikationslinjer m.m.
- Implementering af RTC system

10.3.2 Fysiske forhold

Som nævnt ovenfor er det primære krav til de fleste RTC systemer, at der er tilgængelig volumen, som kan benyttes i styringen. Dvs. potentialet for at forbedre driften af et afløbssystem vha. RTC kræver, at der er tilgængeligt udnyttet volumen i afløbssystemet under regn.

Det skal være muligt at sende data frem og tilbage mellem målere og regulator. I dag vil dette næsten altid foregå med en trådløs forbindelse.

Udover at kunne reducere overløb, vil RTC systemer ikke have nogen rensende effekt.

10.3.3 Økonomi

Implementering af RTC kan være et omkostningseffektivt alternativ til andre metoder til at reducere regnbetingede overløb. Dette afhænger dog af det aktuelle system, og en analyse af dette skal indgå i planlægningsfasen.

Vedligeholdelse af drift af et RTC system kan være relativt omkostningstung.

10.3.4 Drift og vedligehold

Et RTC system kan være et avanceret og komplekst system, som består af mange forskellige komponenter. Mange af disse komponenter kræver regelmæssigt eftersyn og vedligeholdelse, som bl.a. kan omfatte tjek for sensorfejl, recalibrering af sensor, eftersyn af regulator, overvågning af system m.m.

Der bør laves et estimat af drift- og vedligeholdelsesomkostninger.

10.3.5 Lokal reaktiv kontrol

I langt de fleste afløbssystemer er regulatorerne statiske, dvs. at det ikke er muligt at lave om på indstillingerne af disse. Kronen på et overløbsbygværk er fast, start- og stopniveauer for pumperne er faste, pumperne er ikke omdrejningsstyret, osv. Ofte er der benyttet en konservativ

betragtning ved fastlæggelse af de statiske regulatorers indstilling, hvor første prioritet har været at undgå hydraulisk overbelastning af systemet, mens anden prioritet fx har været at reducere overløb.

Med lokal reaktiv kontrol kan der opnås en bedre udnyttelse af afløbssystemet. Der findes mange eksempler på effektive lokale strategier, heriblandt de nedenstående to generelle eksempler:

- Et nødoverløb styrer, således at der holdes en høj kroneindstilling, så længe den bagved afskærende ledning ikke overbelastes. Når belastningen i denne ledning bliver for stor, sænkes kronen, og der tillades overløb. Med en kroneindstilling, der styres, vil der kunne holdes en relativt høj kroneindstilling ved mindre regnhændelser, hvorved aflastning fra sådanne hændelser kan reduceres. Ved høj belastning bliver kronen sænket tilstrækkeligt, til at der undgås overbelastning af systemet
- Strømning i et rør ønskes holdt på et relativt lavt niveau for at undgå overløb nedstrøms for regulatoren. Samtidig må der ikke opstå overbelastning opstrøms for denne, da dette kan generere oversvømmelse. Med en niveausensor opstrøms og en flowsensor nedstrøms for flowregulatoren vil en lokal reaktiv kontrolstrategi kunne opfylde dette mål. Når vandstanden opstrøms er lav, styres regulatoren, så flow nedstrøms holdes på det ønskede niveau, men hvis stuvningen opstrøms bliver for høj, styres regulator, så denne ikke overstiger et kritisk niveau.

Ofte vil den lokale regulator være styret af en lokal kontroller, der for eksempel benytter en PID algoritme til løbende at beregne indstillingen af denne. En PID algoritme tager et såkaldt setpunkt som input og sammenligner målte værdier fra en sensor med den ønskede tilstand i afløbssystemet og laver et estimat af, hvordan denne regulator skal indstilles for at opnå setpunktsværdien.

10.3.5.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Planlægning af et lokal reaktivt system vil typisk bestå af følgende aktiviteter:

- Fastlæggelse af styringsstrategi samt vurdering af effekten af at implementere denne strategi. Effekten vil ofte blive vurderet i forhold til reduktion i antallet af overløb samt reduktion i volumen. Der kan benyttes numeriske modeller til dette. Effekten samt strategien bør vurderes på basis af langtidssimuleringer, hvor et eller flere års regn beregnes.
- Detaljeret studie af den lokale strategi. Dette kan dække over estimering af parametre, der benyttes i den lokale kontroller, fx PID konstanter.
- Design af det styringssystemet, der dækker implementering af styringsstrategi i styringssoftware, specifikationer af computere og IT kommunikationslinjer og meget mere.
- Implementering af RTC system.

10.3.5.2 Fysiske forhold

Lokal reaktiv styring vil typisk være effektiv ved mindre intense regnhændelser og mindre effektiv under store høj-intense regnhændelser. Dette afhænger dog af det aktuelle afløbssystem.

Ud over at kunne reducere overløb, vil lokal reaktiv kontrol ikke have nogen rensende effekt.

10.3.5.3 Økonomi

Se Realtidskontrol-systemkatalog.

10.3.5.4 Drift og vedligehold

Se Realtidskontrol-systemkatalog.

10.3.6 Global realtidskontrol

Stedlig variation i nedbør bevirker i mange afløbssystemer, at dele af dette kan være hårdt belastet, mens der er fri kapacitet i andre dele af systemet. I de hårdt belastede områder kan der forekomme overløb, som kunne være undgået, hvis vandet var blevet ledt over i de områder, der har fri kapacitet. Nogle vandområder kan være mere sårbare over for overløb end andre, og de mindst sårbare områder bør belastes, før de sårbare områder bliver belastet. Et globalt realtidssystem er et system, der kan benyttes til at optimere styringen af afløbssystemet med denne type af problemstillinger.

Ved global realtidskontrol vil informationer om hele afløbssystemet indgå i styringsstrategien. Systemet kan være modelbaseret, hvilket betyder, at der løbende gennemføres beregninger af forholdene i afløbssystemet. Modellerne kan være deterministiske modeller, der laver en detaljeret beregning af strømning i afløbssystemet, eller det kan være en mere simpel surrogatmodel. Surrogatmodellerne er hurtige og giver mulighed for at gennemføre mange simuleringer i realtid, men disse modeller vil typisk være baseret på en række parametre, som afhænger af belastningen af systemet. Derimod er de deterministiske modeller i stand til at beskrive forhold, uafhængigt af den aktuelle belastning. Så modelberegningen kan med fordel baseres på en kombination af disse to typer af modeller, hvor parametrene i surrogatmodellen opdateres på basis af deterministiske modelberegninger, som gennemføres, når belastningen på afløbssystemet ændres. Modelberegninger har den fordel, at strategien kan baseres på information om strømningsforhold i hele afløbssystemet og ikke vil være begrænset til de punkter, hvor der er installeret sensorer. Modelberegninger kan endvidere benyttes til at lave prognoser, der kan indgå i styringsstrategien. Modelberegninger kan også indgå i et matematisk optimeringsprogram, hvor styring beregnes på basis en matematisk optimeringsalgoritme. At finde den optimale løsning kræver mange simuleringer, og realtidapplikationer af denne type kræver anvendelse af surrogatmodeller, eventuelt koblet med deterministiske modeller som beskrevet ovenfor.

I et globalt realtidskontrolsystem vil den aktuelle styring af regulator typisk være set-punkt værdier, der sendes tilbage til den lokale PLC, som så regulerer regulatoren, således at det ønskede set-punkt opnås.

Systemet kan også være et rent reaktivt system, hvor kun informationer fra sensorer benyttes i strategien. Generelt vil det være svært at opnå samme effekt med et reaktivt system som med et modelbaseret prognosesystem, men det reaktive system vil typisk være mere simpelt at sætte op og vedligeholde. Gevinst ved at gå fra reaktivt til prognose system afhænger af det aktuelle system og denne gevinst skal sættes i forhold til større omkostninger der er ved at sætte et prognose system og drive dette.

10.3.6.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Se Realtidskontrol-systemkatalog.

10.3.6.2 Fysiske forhold

Se Realtidskontrol-systemkatalog.

10.3.6.3 Økonomi

Se Realtidskontrol-systemkatalog.

10.3.6.4 Drift og vedligehold

Se Realtidskontrol-systemkatalog.

10.4 Mekanisk rensning af overløbsvand

10.4.1 Skumskærme

En skumskærm, der er installeret i overløbsbygværket, vil tilbageholde flydestoffer fra overløbet. Der tilbageholdes skum og større flydende genstande for at reducere æstetiske og hygiejniske problemer i recipienten.



Figur 10-9 Princip for anvendelse af skumskærm i overløbsbygværk. <http://holbaek.dk>

10.4.1.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

For at en skumskærm skal kunne fungere optimalt, skal der være rolige strømningsforhold i bygværket. Turbulens kan for eksempel holde flydestofferne opblandet i vandet, og disse vil ikke blive fanget af skumskærmen.

10.4.1.2 Fysiske forhold

Udover at en skumskærm renser overløbet for flydestoffer, har den ingen rensende effekt.

Skumskærme vil generere et yderligere energitab i bygværket, som bør medtages ved beregning af overløbsbygværkets kapacitet.

10.4.1.3 Økonomi

Skumskærme er en billig løsning.

10.4.1.4 Drift og vedligehold

Skumskærme kræver normalt ingen vedligeholdelse; dog kan det blive nødvendigt at rense disse, hvis der er ophobet unormalt store mængder stof.

10.4.2 Riste

Riste anvendes i overløbsbygværker til at rense overløbet. Mange riste vil være bygget op af ristestænger, der er spændt op på en ramme, men der findes adskillige andre udformninger, fx perforerede plader, der kan være plane, buede eller cirkulære. Størrelsen på de mindste genstande, der tilbageholdes i risten, afhænger af spaltevidden i risten. Risten kan være statisk eller selvrensende. I statiske riste er der ikke monteret nogen rensfunktion. Selvrensende riste er monteret med en skrabeanordning, der skraber materiale, som er fanget i risten, af, eller en spule anordning, hvor aflejrede materiale spules væk. Skrabe anordningen kan være udformet som for eksempel en rive der følger ristestængerne, en børste eller en snegl. Renseanordningen kan være hydraulisk drevet eller drevet af en motor.

Selvrensende riste der er drevet af en motor kan startes og stoppes typisk med en niveaumåler: når vandstanden i bygværket stiger over et vist niveau, startes rensfunktionen, og når den falder ned under et vist niveau, stoppes denne igen.

Spaltevidden i riste varierer typisk fra 4 til 20 mm. Spaltevidde under 10 mm vil typisk stoppe til hurtigt, og sådanne riste bør derfor være selvrensende. Risten vil kun virke optimalt, hvis gennemstrømningshastigheden holdes lav. Krav til denne hastighed varierer fra 0,2 m/s til 1,0 m/s.

Riste benyttes primært til at rense vandet, så der ikke opstår æstetiske problemer i forbindelse med overløb.



Figur 10-10 Eksempel på vandretliggende spalterist i overløbsbygværk. <http://hydrosystems.dk>

10.4.2.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Statiske riste er typisk monteret vandret, mens selvrensende riste kan være vandrette og lodrette. Vandrette riste kræver mere plads i bygværket end lodrette riste.

Selvrensende riste der er drevet af en motor kræver, at der er lagt el ud til bygværket.

Der er en risiko for, at statiske riste stopper til, og en selvrensende rist vil hurtigt stoppe til ved el-svigt, så der bør etableres nødoverløb uden om risten i begge tilfælde.

10.4.2.2 Fysiske forhold

Risten vil bevirke et energitab, som bør tages med i beregningen af nødoverløbskapaciteten.

Gennemstrømningshastigheden i riste bør begrænses, da der ellers er risiko for, at stoffer bliver presset igennem risten. Der bør være rolige strømningsforhold, og hastigheden bør begrænses som beskrevet ovenfor.

Ud over tilbageholdelse af større genstande og partikler ned til spaltevvidden opnås der ingen rensende effekt med riste.

10.4.2.3 Økonomi

Riste er billige. Kontakt producenter for prisoverslag.

10.4.2.4 Drift og vedligehold

Statiske riste kræver hyppigt tilsyn og rengøring. Statiske riste skal som minimum efterses efter hvert overløb.

Selvrensende og tilhørende udstyr, fx sensorer, bør også efterses regelmæssigt.

10.4.3 Hvirvelseseparator

En hvirvelseseparator genererer et komplekst strømningsfelt, der udnyttes til at udfælde partikler. Vandet sættes i en roterende bevægelse ved indløbet, og ved en kombination af gravitationskræfter, centrifugalkræfter og heliske strømninger opkoncentreres partikler ved den ydre kant af hvirvelseseparatoren, og disse udfældes. Hvirvelseseparatoren er designet til at samle det opkoncentrerede vand, som kan ledes tilbage til afløbssystemet eller et rensningsanlæg.

Hvirvelseseparator er velegnet til anvendelse i overløbsbygværket. Der kan opnås en høj grad af fjernelse af specielt større partikler i en hvirvelseseparator.

10.4.3.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

For at en hvirvelseseparator kan fungere optimalt, kræves der en relativt stor niveauforskel mellem bund og top af denne. Dette krav skal fastlægges i planlægningsfasen.

10.4.3.2 Fysiske forhold

Der vil være et betydeligt energitab igennem en hvirvelseseparator, som skal tages med i beregningen, når denne dimensioneres.

Der fjernes ikke opløste stoffer i en hvirvelseseparator, men som ovenfor nævnt er denne effektiv til at fjerne partikler samt stoffer, der er bundet til partikler. Rensegraden for mindre partikler, hvortil en væsentlig del af stofferne er bundet, er betydeligt lavere end rensegraden for store partikler. Økonomi

En hvirvelseseparator er middeldyr. Kontakt producenter for prisoverslag.

10.4.3.3 Drift og vedligehold

Der kræves begrænset til ingen vedligeholdelse af hvirvelseseparator.

10.4.4 Desinfektion af overløbsvand

Overløbsvand indeholder mikroorganismer (bakterier og vira), herunder patogener. Ved større overløb kan koncentrationen af skadelige mikroorganismer i recipienten blive så stor, at der opstår fare for mennesker, der kommer i kontakt med recipientvandet. Berøring af det forurenede vand, indånding af aerosoler samt indtag af vandet kan gøre mennesker alvorligt syge. Dette er typisk tilfældet ved badestrande, men kan være et problem i alle recipienter, hvor mennesker kommer i direkte kontakt med vandet, enten i erhvervsøjemed eller i forbindelse med rekreative aktiviteter.

Dette område er reguleret med EU's "Badevandsdirektivet 2006/7/EF", der foreskriver grænseværdier for den tilladte forurening.

I nogle tilfælde, på basis af lovmæssige eller specielle lokale krav, er det nødvendigt af reducere bakteriel forurening, der stammer fra afløbsoverløb. Hvis forskellige tiltag, som beskrevet ovenfor, for reduktion af overløbsmængder og –hyppighed ikke kan levere det ønskede resultat, skal man behandle overløbsvandet for at fjerne bakteriologisk forurening, inden det udledes til recipient.

En metode til reduktion af bakteriel forurening i overløbsvandet er desinfektion.

UV-belysning - Desinfektionen opnås ved, at UV-lyset rammer molekyler i hhv. DNA og RNA, ødelægger deres struktur og herved forhindrer mikroorganismernes cellevekst. Ved UV-belysning opnås således ikke, at bakterierne dør, men at de i stedet gøres "sterile" og dermed ikke kan formere sig. Da den sygdomsfremkaldende effekt af bakterier og vira er baseret på en stor vækst i den inficerede person, medfører "steriliseringen" af bakterier og vira, at indtag af UV-behandlet vand ikke er sygdomsfremkaldende - på trods af, at bakterierne ikke er døde.

Det er væsentligt at opnå en effektiv UV-dosis og dermed effektiv ødelæggelse af DNA, for at sikre, at mikroorganismene ikke kan formere sig igen.

Ultrafiltrering er en effektiv metode til fysisk fjernelse af bakterier og vira fra overløbsvandet. Metoden er dog meget dyr (både i anskaffelse og drift) og ikke anvendelig i praksis til behandling af overløbsvandet.

Kemisk desinfektion (oxidation) kan anvendes med en række oxidationsmidler: hypoklorit (fx natrium hypoklorit), klordioksid, ozon, brintperoksid, pereddikesyre m.fl.

Ved kemisk desinfektion opstår den desinficerende effekt ved, at mikroorganismens cellemembran ætzes. Oksidationen ødelægger proteiner og fedtsyrer i cellevæggen, hvorved cellevæggen ødelægges. Dette betyder, at genvækst af mikroorganismer efter kemisk desinfektion ikke kan finde sted.

Brugen af *hypoklorit* ("kloring") er meget effektiv til reduktion af mikroorganismer. Men da klor er meget reaktivt, vil det i spildevand reagere med både uorganiske og organiske forbindelser, som findes i vandet. Flere af de dannede forbindelser er kræftfremkaldende. Desuden er resterne af klor (residual) giftige for de fleste livsformer i recipienten. Derfor bør kloring af spildevand undgås.

Anvendelsen af *klordioksid* er heller ikke anbefalelsesværdigt, da det er ustabil og skal produceres på anvendelsesstedet. Dette er upraktisk og kan være farligt.

Ozon (O₃) kan anvendes til reduktion af mikroorganismer i spildevand på tilsvarende måde som klor. Ozon er meget reaktivt og er således det kraftigste normalt anvendte iltningmiddel. For de fleste typer af bakterier og vira gælder, at desinfektion med ozon fjerner ca. 99,9% ved en ozon koncentration på blot 15 mg/L.

I sammenligning med UV-belysning er ozon meget mere effektivt i forhold reduktion af vira.

Ozon produceres normalt på forbrugsstedet ud fra atmosfærisk luft eller ud fra ren ilt.

Da ozon er meget giftigt, bør man være meget opmærksom på forholdene i arbejdsmiljøet. Et ozonanlæg skal altid overvåges med online-måling af ozon i luften. Herudover er ozon stærkt korroderende over for anlæggets materialer. Disse forhold - plus at ozonanlæg er dyre i anlæg og drift - gør, at anvendelse af ozon til desinfektion på spildevandsområdet er begrænset.

Brintperoksid er et effektivt oxidationsmiddel, som kan anvendes til desinfektion af overløbsvand. Problemet er et udlederkrav på maks. 10 µg/L brintperoksid ved udledning af det behandlede vand til recipient. Dette kræver en effektiv omsætning af brintperoksiden vha. katalysering med UV-lys eller jern. Førstnævnte gør etablering af anlægget bekostelig, mens sidstnævnte er ikke en acceptabel mulighed. Løsningen på dette problem er sandfiltrering, der løser problemet med omsætning af brintperoksid effektivt, men som på grund af udlederkravet alligevel ikke er en attraktiv mulighed i forhold til desinfektion af spildevand.

Pereddikesyre er et kraftigt desinfektionsmiddel, der er meget egnet til desinfektion af råspildevand eller biologisk rensede spildevand. Der kan opnås en betydelig desinfektion - med en væsentlig reduktion af bakterietallet - med faktor 100-1000 ved en dosis på ca. 4 g Pereddikesyre/m³ og en opholdstid på 4-10 minutter.

Pereddikesyre er relativt let at håndtere. Den er meget egnet til desinfektion af spildevand, fordi desinfektion med pereddikesyre ikke medfører dannelse af giftige eller mutagene biprodukter i væsentlig mængde.

Elektrokemisk desinfektion kan benyttes til desinfektion af spildevand. I princippet etableres en elektrolytisk celle med jævnstrøm. Processen fungerer ved, at der ved hhv. anode og katode sker en overførsel af elektroner, som resulterer i dannelsen af radikaler og oxidationsmidler (AOX). Radikaler og oxidationsmidler reagerer med bakterier/vira i vandet, hvorved den desinficerende effekt opnås.

10.4.4.1 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Vigtige forhold ved etablering af et desinfektionsanlæg i forbindelse med spildevandsoverløb er følgende:

Proceseffektivitet: Reduktion af levende mikroorganismer skal være tilstrækkelig til at opnå den ønskede lave forurening i recipienten. Ved UV-belysning skal dosen sikre, at mikroorganismernes formeringsevne ikke kan restitueres.

Proceskapacitet: Overløb varierer fra nul til maks. flow inden for meget kort tid. Den valgte teknologi skal være i stand til at desinficere overløbsvandet for alle forventede flows.

Nogle af oxidationsmidler er giftige, ustabile eller korrosionsfremkaldende. Håndtering af disse kemikalier skal tilpasses for at skabe et sikkert arbejdsmiljø og for at undgå skader på udstyret.

Pris: Desinfektion er en omkostningstung teknologi, og prisen kan være afgørende for valget af teknologi.

10.4.4.2 Fysiske forhold

Valget af desinfektionsteknologi kan i nogle tilfælde blive påvirket af de lokale forhold. Det er typisk aktuelt, når desinfektionsanlæg etableres ved de eksisterende overløbsbygværker.

Når desinfektion er tænkt ind i det oprindelige design af overløbsbygværket, kan designet optimeres for den valgte desinfektionsteknologi.

10.4.4.3 Økonomi

Desinfektion af spildevandsoverløb bør kun anvendes ved kritiske steder, hvor omkostningerne i forbindelse med etablering, drift og vedligeholdelse kan retfærdiggøres med de økonomiske og sundhedsmæssige gevinster.

Forskellige desinfektionsteknologier er vidt forskellige i relation til diverse omkostningskategorier (anlæg, drift, vedligeholdelse) og den samlede pris. Sammen med funktionelle forhold spiller økonomiske hensyn den afgørende rolle i valget af desinfektionsteknologi.

10.4.4.4 Drift og vedligehold

Desinfektionsanlæg for overløbsvand bør være fuldautomatiske.

Regelmæssigt opsyn skal sikre, at der fx altid er tilstrækkelige mængder af oxidationsmidlet eller dets komponenter til stede.

10.4.5 Aktiv rensning af overløbsvand

Hvis der ikke er plads nok til udbygning af spildevandsbassiner, eller hvis andre tiltag til forhindring af overløb er ikke tilstrækkelige, kan den resterende overløbsforurening reduceres ved aktiv rensning af overløbsvandet, inden det udledes til recipienten. Dette er vigtigt ved overløb i nærheden af badestrande og generelt ved følsomme recipienter.

Overløb er typisk forbundne med kortvarige, høje ikke-kontinuerte hydrauliske belastninger. Disse forhold skaber problemer for de konventionelle rensningsprocesser, både pga. store udsving i vandmængde og fortynding. Dvs. at overløbsvandet ikke kan renses effektivt og økonomisk vha. de konventionelle processer.

Følgende krav bør stilles til renseteknologien for overløbsvand:

- Høj hydraulisk kapacitet
- Hurtigt opstart
- Høj rensningseffekt
- Økonomisk acceptabel

Eksempler på teknologier, der opfylder disse krav, er:

- Renseteknologier baseret på mikrosand i forbindelse med flokkulering og bundfældning
- S sammensatte teknologier (fx tank, lameller og filtre)
- Skivefiltre.

10.4.5.1 Renseteknologi for overløbsvand baseret på mikrosand i forbindelse med flokkulering og bundfældning

Denne teknologi anvender ballastet sedimenteringsproces, hvor tilsætning af et ballastmateriale - mikrosand - reducerer den tid, der kræves til flokkulering og opnår sedimenteringshastigheder, som er ca. 10 gange hurtigere end i konventionelle lamelsedimenteringssystemer. Denne kombination accelererer opstart, hvilket betyder, at systemet opnår fuld kapacitet indenfor få minutter.

Denne teknologi inkluderer også en fysisk-kemisk behandlingsproces, der anvender koagulering (der tilsættes koagulant – typisk et ferric- eller aluminiumsalt) og flokkulering i kombination med tilsætning af ballastmaterialet for at forbedre separation af faststof fra vandet. Mikrosand (almindeligt fint sand) kolliderer med de flokkulerede partikler og gør dem meget tungere, hvorved de sedimenterer meget hurtigere. Herudover øges flokkuleringskinetikken, hvilket resulterer i korte blandetider.

Det samlede resultat er en meget kompakt proces, med opholdstid på under 10 minutter og sedimenteringshastigheder på op til 120 m/h, og samtidig fjernelse af faste stoffer, der overstiger konventionelle fysisk-kemiske processer.

Pga. høj kapacitet og hurtigt opstartstid er denne type anlæg velegnet til behandling af overløbsvand.

10.4.5.2 Sammensatte teknologier

Flere forskellige teknologier, leveres af producenter, sammensat til ét system. På den måde opnås ét specialiseret system til behandling af spildevand og regnvand. Selve rensesystemet er baseret på flere integrerede renseløsninger. Den første del af overløbet (first flush) bliver tilbageholdt i en tank. Dernæst fjernes større partikler gennem rensning i lameller og med et mere fintmasket filter sikrer at også mindre partikler fjernes. Efter hvert overløb tømmes tanken og slammet pumpes tilbage til spildevandsystemet.

10.4.5.3 Skivefiltre

Skivefiltre bygger på mekanisk filtrering med forudgående fældning og flokkulering i en tank. Vandet ledes ind i en koaguleringskammer, hvor koagulant tilsættes for at sikre udfældning af fosfor og dannelse af primærpartikler. En efterfølgende flokkulering med polymer i flokkuleringskammeret samler primærpartiklerne til større slamflokke. Dannelse af store slamflokke forbedrer forudsætningerne for en tilbageholdelse i skivefilterets filterdug. Et automatiseret skyllesystem forhindrer tilstopning af filterdugen.

10.4.5.4 Specielle forhold, der skal tages hensyn til ved etablering

Ved etablering af anlæg til rensning af overløbsvand skal der tages hensyn til følgende:

- Forventet hydraulisk belastning, både mht. vandmængden på årsbasis, peakflow og frekvens.
- Forventet sammensætning af overløbsvand
- Beskyttelseskrav for recipienten i forhold til forventet rensningseffekt
- Installationsforhold
- Anskaffelsespris
- Driftsomkostninger (energi, flokkulanter, ballastmateriale)
- Vedligeholdelse

10.4.5.5 Fysiske forhold

På installationsstedet skal der sikres gode adgangsforhold for køretøjer, lagerplads til flokkulanter og ballastmateriale samt el-tilslutning.

Et anlæg kan placeres i et dedikeret bygværk - under eller over jorden. Alternativt kan det pakkes i en skibscontainer og gøres mobilt.

På installationsstedet skal der sikres gode adgangsforhold for køretøjer, lagerplads til flokkulanter og ballastmateriale samt el-tilslutning.

10.4.5.6 Økonomi

Økonomien vedrørende anlæg til rensning af overløb bør sammenlignes med andre alternative løsninger. Aktiv anlæg til rensning af overløb vil være dyrere at etablere og drive end simple rensning, men kan være et godt økonomisk alternativ til andre løsninger, der vil give en sammenlignelig reduktion i belastning af recipienten.

10.4.5.7 Drift og vedligehold

Anlæg af denne type kan kræve nogen vedligeholdelsesindsats.

Dette kan være sikring af de nødvendige mængder kemikalier (flokkulanter) og ballastmateriale (mikrosand), rensning, osv.

11 Referencer

- /1/ Miljømålsloven (www.retsinformation.dk)
- /2/ Lov om vandplanlægning (www.retsinformation.dk)
- /3/ Spildevandsbekendtgørelsen (www.retsinformation.dk)
- /4/ Lov om miljøbeskyttelse (www.retsinformation.dk)
- /5/ Miljøgis (<http://mst.dk/service/miljoegis/>)
- /6/ Lov om naturbeskyttelsesloven (www.retsinformation.dk)
- /7/ Lov om vandløb (www.retsinformation.dk)
- /8/ Miljøministeriet: *Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet*. BEK nr. 1022 af 25/08/2010 samt senere ændringer af forskriften.
- /9/ Miljøministeriet: *Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand*. BEK nr. 1398 af 15/12/2014.
- /10/ Miljøministeriet, Miljøstyrelsen: *Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand*. Opdateret maj 2014.
- /11/ *Vejledning til LARøkonomi*. Udarbejdet af Teknologisk Institut og Københavns Universitet i Vand i Byer projektet.
- /12/ Andersen, S.T., Albrechtsen, H-J. (Vejleder) and Mark, O. (Vejleder): *Urban flooding and health risk analysis by use of quantitative microbial risk assessment -Limitations and Improvements*. Ph.D. Thesis. DTU Environment, Department of Environmental Engineering. The Technical University of Denmark, 2015.
- /13/ Magnusson, P., Hernebring, C., Gustafsson, L-G. and Mark, O.: *Optimisation and control of the inflow to a wastewater treatment plant using integrated modelling tools – II*. The WaPUG conference, Blackpool, UK, 1998.
- /14/ *AMOK – er det bare sund fornuft?: Avanceret online Måling af OverløbsKvalitet*. [http://orbit.dtu.dk/en/publications/amok--er-det-bare-sund-fornuft\(5a62fdb4-ae55-4788-af0d-41031e3e01f7\).html](http://orbit.dtu.dk/en/publications/amok--er-det-bare-sund-fornuft(5a62fdb4-ae55-4788-af0d-41031e3e01f7).html) og <https://www.aarhusvand.dk/amok/resultater/>
- /15/ *Skrift nr. 16, Bestemmelse af regnrækker*. DIF Spildevandskomiteen, 1974.
- /16/ *Skrift nr. 18, Maksimalafstrømning og bassinvoluminer fra historiske regn*. DIF Spildevandskomiteen, 1984.
- /17/ *Udledningskrav for regnbetingede udløb*. IDA, Spildevandskomiteen, Udvalget vedrørende regnbetingede udløb, 2002.
- /18/ *Skrift nr. 22, Forurening af vandløb*. DIF Spildevandskomiteen, 1985.
- /19/ Miljøministeriet, Naturstyrelsen: *Vandplan 2009-2015 Øresund, Hovedopland 2.3 Vanddistrikt Sjælland*. Rev. 2014.
- /20/ Miljøstyrelsen: *Regnbetingede udløb, fælleskloak*. Teknisk Anvisning <http://www.naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Taregnbetingedeudlbflleskloak1.pdf>

- /21/ Miljøstyrelsen: *Datateknisk anvisning for Regnbetingede udløb.*
<http://www.naturstyrelsen.dk/media/131644/dta-rbu-punktkilder-endelig.pdf>
- /22/ Miljøprojekt nr. 701, 2002: *Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af Npo og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003.*