

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 49 1992

Lokal rensning af regnvand



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 49 1992

Lokal rensning af regnvand

Civilingeniør, lic.tech. Niels Bent Johansen
COWIconsult Rådgivende Ingeniører AS

Docent Thorkild Hvitved-Jacobsen

Om spildevandsforskning

Miljøstyrelsen har med baggrund i en særlig programbevilling i perioden 1988-91, med rådgivning fra Vandrensningsrådet, igangsat en række forskningsprojekter på spildevandsområdet.

Disse projekter er tæt koordineret med en række tilsvarende projekter, igangsat af Teknologirådet under Industri- og Handelsstyrelsen.

Miljøstyrelsens projekter offentliggøres i denne serie om spildevandsforskning. De øvrige offentliggjorte rapporter er anført på omslagets næstsidste side.

Det bemærkes, at offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at indholdet er udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter, men styrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt bidrag til den videnopbygning, der også skulle være et led i gennemførelsen af Vandmiljøplanen.

Indhold

Forord	5
Sammendrag	7
1 Forudsætninger og muligheder for rensning af regnvand	13
1.1 Det generelle problem	13
1.2 Regnafstrømning - stoffer	13
1.3 Effektvurdering	14
1.4 Kvalitet af regnafstrømningen - eksisterende viden	15
1.4.1 Koncentrationsniveauer	15
1.4.2 Partikler - rensning for fjernelse af forurenende stoffer	18
1.5 Konklusion	23
2 Rensning af regnvand - en litteraturundersøgelse	25
2.1 Fysiske rensemetoder	27
2.1.1 Stofseparation (hvirvelseparation m.v)	27
2.1.2 Flotation	37
2.1.3 Sining	42
2.1.4 Højratefiltrering	45
2.1.5 Stoffjernelse i plantebaserede økosystemer - laguner og vådområder	47
2.2 Fysisk-kemiske rensemetoder	55
2.3 Biologiske rensemetoder	56
3 Evaluering af metoder fra litteraturstudiet	59
4 Bearbejdning	63
4.1 Plantebaserede systemer	63
4.1.1 Renseproces	63
4.1.2 Anlægsforhold	63
4.1.3 Økonomi	64
4.1.4 Renseeffekt	65
4.1.5 Modelberegninger	66
4.2 Hvirvelseparator	67
4.2.1 Renseproces	67
4.2.2 Indpasning i kloaksystem	68
4.2.3 Designkriterier	70
4.2.4 Renseeffekt	71
4.2.5 Økonomi	71
4.2.6 Forskelle mellem den "traditionelle" hvirvelseparator og den tyske udgave	72

4.3	Flotation	73
4.3.1	<i>Renseproces</i>	73
4.3.2	<i>Anlægsbeskrivelse</i>	74
4.3.3	<i>Designkriterier</i>	74
4.3.5	<i>Driftsforhold</i>	75
4.3.6	<i>Økonomi</i>	75
5	Eksempel	77
5.1	Beskrivelse af opland	77
5.2	Beregningseksempler	78
5.3	Resultater	80
5.4	Effektvurdering	80
5.5	Følsomhedsanalyse	84
5.6	Sammenfatning	85
6	Litteraturliste	87
	Bilag 1	
	Designblade	95
	Bilag 2	
	Principopbygning af åbne beplantede regnvandsbassiner	105
	Bilag 3	
	Summering af svenske dimensioneringsregler for traditionelle hvirvelseparatorer	107
	Bilag 4	
	Følsomhedsanalyse	111

Forord

Dette projekt, Lokal rensning af regnvand, er udført for Miljøstyrelsen i perioden 1990-1992.

I projektet er der foretaget en nøje gennemgang og systematisering af den danske og internationale litteratur indenfor dette og tilgrænsende områder. På basis af de fremdragne data er udvalgte metoder bearbejdet, resulterende i udarbejdelsen af metodeblade, hvor de væsentligste anbefalinger vedrørende metodens anvendelse er opregnet. Afsnit 4, som indeholder denne bearbejdning er udformet så det kan læses uafhængigt af resten af rapporten og således gøre fyldest som opslagsværk. Afsnit 4 indeholder derfor i et vist omfang gentagelser af oplysninger i afsnit 2.

Projektet er blevet gennemført af en projektgruppe bestående af:

Niels Bent Johansen, COWiconsult AS (projektleder)
Thorkild Hvitved-Jacobsen, AUC
Ole Dalgård, COWiconsult AS
Henrik B. Petersen, COWiconsult AS

Hvitved-Jacobsen har udarbejdet litteratuddelen af projektet (afsnit 1 og 2) og COWiconsult har udarbejdet de resterende afsnit.

Projektet er blevet fulgt af en styregruppe bestående af:

Torben Thøgersen, Frederikshavn kommune
Morten Sass Glarbo, Viborg Kommune
J.J. Linde-Jensen, Danmark Ingeniørakademi
Tage Andersen, Miljøstyrelsen
Lis Munk, Miljøstyrelsen
Niels Bent Johansen, COWiconsult AS
Thorkild Hvitved-Jacobsen, AUC.
Peter Steen Mikkelsen, DTH
Søren Gregersen, Birger Lund AS

Sammendrag

Projektets baggrund

Baggrunden for undersøgelsen er, at den forbedrede rensning af det dagligt afledte spildevand medfører at udledningerne fra de regnvandsbetingede kilder udgør en relativt større andel af de udledte forureningsmængder. Der kan således være behov for at nedbringe denne udledning.

For fællessystemer er den traditionelle metode til dette, at etablere forsinkelsesbassiner ved overløbsbygværkerne og således afskære vandet til byens renseanlæg. For separatsystemer findes der ikke nogen tradition for at rense regnvandet inden udledning udover sandfang og olieudskillere.

Projektets formål

Projektets formål er:

- På basis af litteraturen at udpege mulige metoder til rensning af regnvandsbetingede udløb fra byer ud fra en forudsætning om lokal rensning, adskilt fra rensningen af den daglige spildevandsafstrømning.
- Ud fra den i dag etablerede procesforståelse at gennemarbejde og videreudvikle de mest velegnede af disse metoder med henblik på opstilling af retningslinier for dimensionering af anlæggene, udarbejdelse af omkostningsoverslag og vurdering af effekt i relation til den samlede regnvandsbelastning på en given recipient.

Hverken rensning i sædvanlige forsinkelsesbassiner eller reduktion af belastningen ved lokal nedsivning af regnvand, er medtaget i dette projekt. Disse, hver for sig omfattende, problemstillinger er behandlet i tre andre projekter under Vandmiljøplanens forskningsprogram.

Litteraturstudie

Litteraturstudiet har omfattet tre elementer:

- Afgrænsning af behovet for rensning set i relation til recipientproblemer
- Karakterisering af det afstrømmede regnvand i relation til rensningsproblematikken
- Systematisering af litteraturens beskrivelser af rensemetoder.

Analyserne viser, at de primære behov for rensning findes ved:

- Ekstreme udledninger af iltforbrugende stof fra overløbsbygværker til vandløb
- Udledning af fosfor fra overløb og regnvandsudløb til søer
- Æstetisk forurening fra overløbsbygværker.

Videre er det vurderet, at der sekundært er behov for rensning af:

- Tungmetaller fra regnvandsudløb
- Udledning af bakterier fra overløbsbygværker.

Karakteriseringen af de udledte stoffer har primært været rettet mod at vurdere koncentrationen af stofferne i det udledte vand og stoffets fordeling på h.h.v. partikulær og opløst form. Resultaterne er resumeret i tabel 1.

Tabel 1

Anbefalede koncentrationsniveauer for relevante stoffer i regnvand ved beregning af rensningstiltag. I parentes er anført typisk procentandel af stoffet i partikulær form. Enheder er mg/l, dog for *E. coli* antal pr. 100 ml.

Stof	Overvand fra fællessystemer	Regnvand fra separatsystemer	Afledt vejvand
Suspenderet stof	100-200	30-100	20-80
Iltforbrugende stof COD	120 (70-80)	-	-
Fosfor	2,5 (40-60)	0,5 (60-80)	0,25-0,5 (60-80)
Tungmetaller			
- Zn	-	0,3-0,5 (30-40)	0,1-0,3 (30-40)
- Pb	-	0,05-0,15 (70-80)	0,05-0,1 (70-80)
- Cu	-	0,005-0,04 (30-40)	0,005-0,02 (30-40)
Mikrobiel forurening, <i>E. Coli</i> *	10^4 - 10^7 (høj)	10^3 - 10^4 (høj)	-

* Skønnet, forsigtig vurdering.

Den generelle viden om detaljerne i partikelfordeling- og egenskaber er begrænset, og i konkrete tilfælde bør man derfor undersøge dette før iværksættelse af projekter, der indebærer lokal rensning.

De i litteraturen beskrevne rensemetoder kan opdeles i tre kategorier:

- Fysiske metoder
Stofseparation (hvirvelseparation m.v.)
Flotation
Sining
Højrate-filtrering
Stoffjernelse i plantebevoksede laguner og vådområder.
- Fysisk-Kemiske metoder
Kemikalietilsætning til udvalgte af ovennævnte metoder
- Biologiske metoder
Aerobe laguner
Beluftede laguner
Fakultative laguner

I tabel 2 er givet en samlet oversigt over de i litteraturen beskrevne metoder.

Tabel 2 Sammenligning mellem metoder til lokal rensning af regnvand på basis af litteraturundersøgelsen

Metode	Procesbeskrivelse	Rensegrad		Fordele	Ulemper	Bemærkninger
		SS (%)	BI ₅ (%)			
Hvirvelseparator	Stofseparation ved anvendelse af centrifugalkraft og gravitation	50-60	25-60	Pladsbesparende Simpel funktion Ingen mekaniske del Kan regulere vandstrømmen i den videreførende ledning Effektiv ved "First flush" Prisbillig Relativ lille pasning og vedligeholdelse	Relativ stor variation i rensningsgrader Ringe virkningsgrad ved små stofkoncentrationer	Vigtige dimensioneringsparametre: Hydrauliske og stofmæssige forhold. Hyppig spuling anbefales.
Flotation	Indblæsning af luft og separation ved densitetsforskelle og gravitation	40-80	30-60	Høje og stabile rensesgrader Velegnet ved varierende hydraulisk belastning Ved kemikaliedosering kan rensningseffekten specielt m.h.t. SS og Tot-P forbedres	Meget mekanisk udstyr Dyr metode, specielt ved store vandmængder Stort behov for tilsyn.	Rensegraden er størst ved kemikalietilsætning, hvorved sikker fjernelse af phosphor også kan opnås
Sining	Frasortering ud fra partikkelstørrelse i roterende tromles	20-80	20-80	Ringe arealbehov Mange mikrosier i funktion i USA Driftsmæssige problemer i form af tiltukning af netåbning p.g.a. olie og fedt løst ved tilsætning af detergenter	Ikke velegnet til regnvand p.g.a. forholdsvis små partikler Stor variation i rensesgrader p.g.a. spildevandets karakter Relativ stor pasningsbehov	Rensegrad og anlægsstørrelsen afhænger af maskestørrelsen i sten og tilfølskoncentrationen.
Højratefiltrering	Stofseparation ved filtrering gennem filtermateriale	50-70	40-60	Høje og stabile rensesgrader Rensegraden specielt m.h.t. SS og Tot-P kan forbedres ved kemikalietilsætning Ringe arealbehov	Bør ikke stå alene, overløbsvand skal forbehandles f.eks. gennem grovsi. Kræver returskyldning. Omkostninger til opbevaring af skyllevand. Meget mekanisk udstyr, relativt kompliceret anlæg Stort behov for tilsyn.	Overløbsvand skal forbehandles f.eks. gennem grovsi. Rensegraden forbedres ved kemikalietilsætning. Velegnet til kombination med anden metode.
Plantebaseret system (laguner/vådområde)	Fjernelse af forureningskomponenter ved sedimentation, absorption og planteoplag	50-90	Ikke relevant for afstrømmet regnvand	Kan indgå som landskabslement Høje rensesgrader Ingen mekaniske dele	Arealkrævende	Sandfang skal etableres i tilløbet. Rensegraden afhængig af tilfølskoncentrationen.
Laguner (aerobe, beluftede og fakultative)	Sedimentation og biologisk omsætning	-50-95	-10-95	Billigt at etablere Ingen mekaniske dele Kræver ringe pasning og vedligeholdelse	Arealkrævende Risiko for alger i afløbet Stor variation i rensesgraden	Kræver efterbehandling af spildevandet f.eks. efterklaring eller filtrering.

Metodebeskrivelser

Til den videregående metodebeskrivelse er der udvalgt tre metoder, der skønnes særligt interessante at undersøge under danske forhold:

- Hvirvelseparation
- Flotation
- Plantebaserede systemer

For hver af disse er der på grundlag af litteraturens oplysninger og de generelle proceserfaringer udarbejdet metodeblade. Disse blade (vedlagt som bilag 1) kondenserer den nødvendige viden til at kunne vurdere metodens anvendelighed i et konkret projekt. Bladene indeholder beskrivelser af metodens tekniske udformning, opnåelige rensegrader og anlægs- og driftøkonomi.

Beregningseksempel

For at kunne vurdere lokal rensning i relation til såvel de udledte mængder, som de traditionelle indgreb overfor regnvandsbetingede udledninger er forholdene analyseret for et eksempelopland.

Oplandet er sammensat som en middelstor provinsby med 20000 indbyggere. Byen har haft sin kraftigste vækst i 50'erne og 60'erne, hvor nye boligområder blev separatkloakerede. Den gamle bykerne er dog stadig fælleskloakeret.

Der forudsættes, at andre studier har godtgjort, at reduktion af de regnvandsbetingede udledninger er et nødvendigt element i at kunne opnå den ønskede recipientkvalitet.

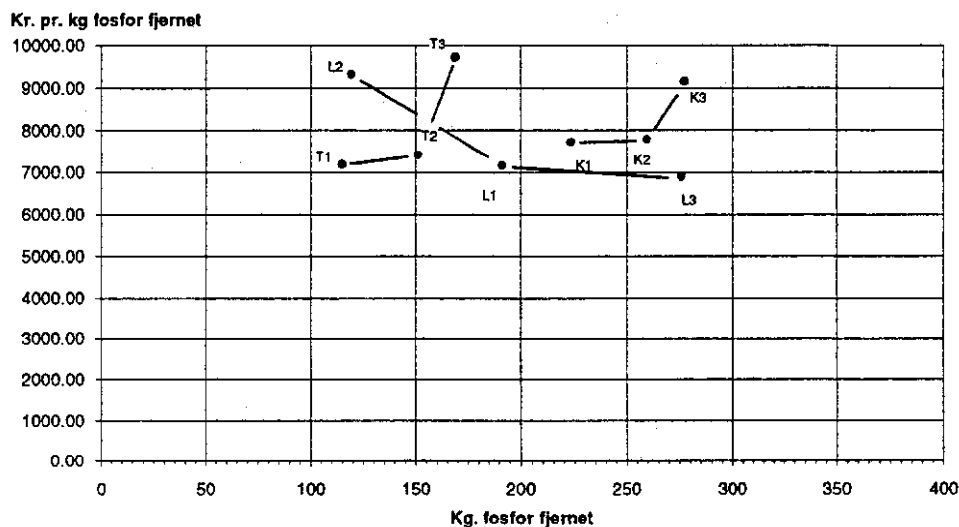
For dette opland er der gennemregnet 3 situationer:

- T: Der etableres traditionelle forsinkelsesbassiner ved overløbsbygværkerne. Disse dimensioneres for $n=2$, $n=5$ og $n=10$.
- L: Tre forskellige kombinationer af de tidligere udvalgte metoder til lokal rensning
- K: Kombination af traditionelle bassiner ved overløb og lokal rensning ved regnvandsudløb.

For hvert eksempel er beregnet den kapitaliserede anlægs- og driftomkostning ved at fjerne ét kg. fosfor. Dette er vist i figur 1.

Figur 1

Sammenhæng mellem fjernet mængde fosfor og pris for de gennemregnede eksempler. Kurven er tegnet for det samlede opland.



Resultater fra beregningseksemplet

Figuren viser, at metoderne til lokal rensning er konkurrencedygtige med de traditionelle metoder for det konkrete opland og for fosfor. Der fjernes mere og prisen er mindre end ved de traditionelle løsninger. Kombineres traditionel løsning og lokal rensning nås også en fordelagtig løsning.

Der er gennemført sensitivitetsanalyse af flere af de forudsætninger der ligger til grund for analysen, ligesom resultaterne er søgt generaliseret til andre stoffer og andre typer af oplande. På basis af dette kan konkluderes:

- For et opland, der alene er fælleskloakeret og hvor udledningen fra renseanlægget sker til en anden og mere robust recipient end regnvandsudledningen kan det ikke svare sig at etablere lokal rensning af regnvandet.
- For stoffer der er knyttet til fine partikler, eller overvejende findes i opløst form kan det ikke svare sig at rense separat afledt regnvand med hvirvelseparatorer.
- I alle andre tilfælde bør man ved planlægningen af indgreb til reduktion af belastningen fra de regnvandsbetingede udledninger inddrage lokal rensning i undersøgelserne for det konkrete opland.

Konklusioner

Samlet har projektet således vist:

- at der findes en righoldig international litteratur, men at oplysningerne er spredte og ikke altid overensstemmende.
- at der er et behov for gennemførelse af yderligere detailundersøgelser af de forskellige metoder. Der er specielt behov for iværksættelse af måleprogrammer til supplerende af de få undersøgelser, der findes for danske forhold.
- at for metoderne: hvirvelseparatoring, flotation og plantebaseret rensning et der udarbejdet metode- og design beskrivelser som gør det muligt at vurdere metodernes anvendelighed for konkrete oplande.

- at beregninger på eksempeloplade peger på, at lokal rensning med få undtagelser er et konkurrencedygtigt alternativ til traditionelle metoder til reduktion af belastningen fra regnvandsbetingede udledninger. Dette gælder specielt for partikulært bundne stoffer som organisk stof, fosfor og tungmetaller.

1 Forudsætninger og muligheder for rensning af regnvand

1.1 Det generelle problem

Rensning af regnvand er et spørgsmål om enten en absolut eller en relativ reduktion i uønskede forureningskomponenter udledt til en vandig recipient. Valg af en hensigtsmæssig rensningsteknologi for denne reduktion vil især afhænge af følgende helt generelle problemstilling vedrørende rensningsbehov og rensningsmuligheder.

- Til hvilket koncentrationsniveau eller med hvilken procent ønskes belastningen af en forureningskomponent reduceret for at man ved udledning kan opnå den ønskede recipientkvalitet?
- Hvilke stof- og procesmæssige egenskaber er karakteristiske for den enkelte forureningskomponent, og hvorledes påvirker disse forhold rensningsmuligheder og valg af rensningsteknologi?

Det er derfor vigtigt, at den regnbetingede stofbelastning er så detaljeret kendt og karakteriseret, at man derved får mulighed for vurdering af og valg mellem et antal rensningsteknologier afhængig af opstillede ønsker og krav.

Selvom der i Danmark har været gennemført flere undersøgelser vedrørende den urbane regnafstrømning, foreligger der ikke et så detaljeret materiale, at en ønsket karakterisering udelukkende kan ske på basis af nationale data. Hvor det er skønnet rimeligt, vil udenlandske data - især europæiske og nordamerikanske - derfor blive udnyttet ved den samlede vurdering.

1.2 Regnafstrømning - stoffer

I forbindelse med rensning af regnafstrømningen er følgende stofgrupper interessante:

- Suspenderet stof (partikulært materiale)
- Iltforbrugende stof (bio-omsætteligt organisk stof og evt. ammonium omsat ved nitrifikation)
- Næringssalte, kvælstof og fosfor
- Tungmetaller
- Organiske mikro-forureninger og specielle forbindelser med potentiel toksisk effekt, eks. PAH-forbindelser, phenoler og udissocieret ammoniak (NH_3)
- Mikrobiel forurening
- Æstetisk forurening

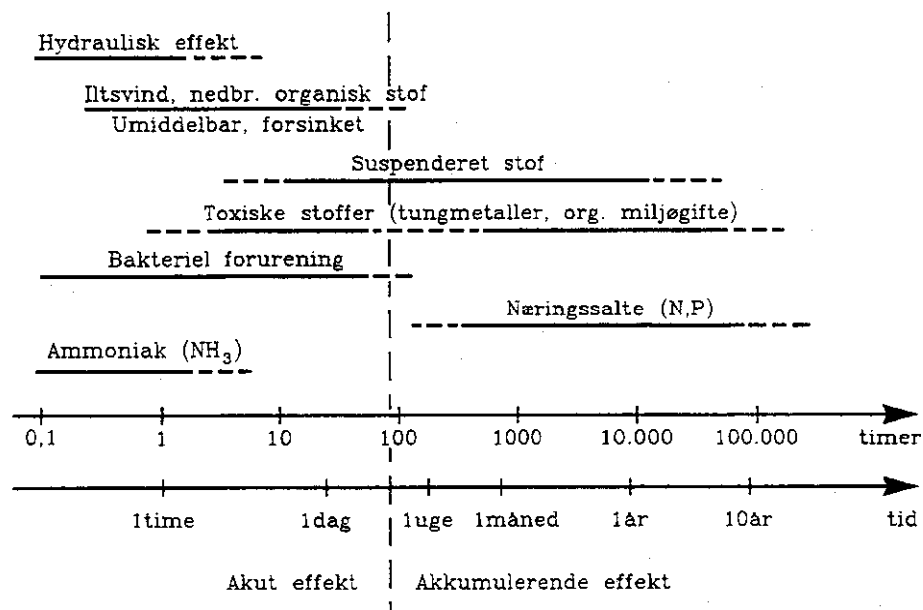
Det skal bemærkes, at de nævnte stofgrupper ikke i rensningsmæssig henseende nødvendigvis udgør homogene grupper. Med hensyn hertil vil det derfor være nyttigt at kunne differentiere anderledes, eksempelvis med udgangspunkt i fordeling mellem partikulær og opløst fraktion samt ved-

rørende koncentrationsfordeling, partikelstørrelsesfordeling og massefylde af partiklerne. Endvidere må en rensningsmæssig foranstaltning for regnafstrømningen opfattes som en "end of pipe" løsning. Der skal derfor her skelnes mellem følgende typer af afstrømmet regnvand:

- Overløbsvand i fælleskloakerede oplande med stofbidrag fra byoverflader, byspildevand og resuspenderet sediment i afløbssystemerne. Regnvandsandelen med stofbidrag fra byoverflader og resuspenderet sediment betegnes overvand, hvilket således ved opblanding med det aktuelle byspildevand giver det spildevand, der ledes frem til selve overløbet. Overløbsvand defineres bedst i beregningsmæssig henseende som henholdsvis overvand og byspildevand. Især i forbindelse med udenlandske undersøgelser foreligger overvandskoncentrationer sjældent oplyst, og man må da nøjes med koncentrationsopgivelser for overløbsvandet. Vedrørende yderligere detaljer henvises til Johansen (1985).
- Afstrømmet regnvand i separatkloakerede oplande med stofbidrag fra byoverflader (gader, veje, parkeringspladser, tage m.v. i såvel bolig-, industri- som forretningsområder). Kvaliteten af regnafstrømningen fra de forskellige typer af oplande vil/kan være forskellig, men det vil i forbindelse med en "end of pipe" rensning hvor vandet er blandet sammen, spille en mindre rolle end ved tiltag i oplandet vedrørende den enkelte kilde, eksempelvis infiltration.
- Afstrømmet vejvand fra større vejsystemer, eksempelvis motorveje, samt større parkeringsarealer med belastning fra tunge køretøjer.

1.3 Effektvurdering

Behov for rensning af regnafstrømningen er primært et spørgsmål om en vurdering af effekten på den lokale recipient. Generelt er det væsentligt, om det forurenende stof giver sig udslag i en akut eller en akkumulerende effekt, figur 1.1. Er effekten akut, må det rensningsmæssige tiltag rettes mod den enkelte regnhændelse, typisk den ekstreme. Er der derimod tale om en akkumulerende effekt, drejer det sig om en gennemsnitlig reduktion for en række hændelser gennem en vis periode, typisk en sæson eller et år.



Figur 1.1
 Tidsskala for effekter i forbindelse med den urbane regnafstrømning,
 Hvirved-Jacobsen (1986).

1.4 Kvalitet af regnafstrømningen - eksisterende viden

Viden om regnafstrømningens kvalitet, d.v.s. stofsammensætning og koncentrationsniveau er et afgørende udgangspunkt for både effektvurdering og valg af rensningsproces og -teknologi. Eksempelvis spiller koncentrationsniveauet (høj - lav koncentration) samt opløseligheden (opløst - partikulær form) en betydningsfuld rolle for den mulige stofreduktion ved et rensningstiltag.

1.4.1 Koncentrationsniveauer

I de efterfølgende tabeller, 1.1-1.5, er koncentrationsniveauer for relevante forurenende stoffer i regnafstrømning fra såvel fælles- som separatsystemer og veje anført. Sammenfattende resultater fra udvalgte udenlandske undersøgelser og danske vurderinger er refereret.

Især tabellerne 1.1 og 1.5 er udgangspunkt for vurdering af forventede koncentrationsniveauer i regnvand fra fælleskloakerede og separatkloakerede oplande samt veje i Danmark.

Tabel 1.1

Anbefalede koncentrationer til beregning af forureningsudledning fra fælles- og separatsystemer i Danmark. Angivne mediankoncentrationer skal ganges med en faktor >1, der afhænger af gentagelsesperioden for det dimensionsgivende forureningstilfælde, PH-Consult (1989a).

Komponent	Fællessystem		Vandføringsvægtet middelværdi	Separatsystem	Vandføringsvægtet middelværdi	Enhed
	Ekstrem belastning					
	Median	Var. fakt.				
SS	120-240	1.6-2.7	100-200		30-100	mg/l
COD	100-150	1.3-3.3	120		40-60	
BI ₅	Ingen data		25		irrelevant	
Tot-N	irrelevant		10		2	
Tot-P	irrelevant		2.5		0.5	
Pb	irrelevant		100-150		50-150	µg/l
Zn	irrelevant		300-500		300-500	
Cd	irrelevant		1-1.5		0.5-3	
Cu	irrelevant		30-40		5-40	
E. Coli	10 ⁷ -10 ⁸	ca. 3	irrelevant		10 ³ -10 ⁶	EC/100 ml

Tabel 1.2

Medianværdier og variationskoefficienter (CV) for forurenende stoffer i den urbane regnafstrømning, USA, NURP (1983).

Pollutant		Residential		Mixed		Commercial		Open/Nonurban	
		Median	CV	Median	CV	Median	CV	Median	CV
BOD	mg/l	10.0	0.41	7.8	0.52	9.3	0.31	-	-
COD		73	0.55	65	0.58	57	0.39	40	0.78
TSS		101	0.96	67	1.14	69	0.85	70	2.92
Total Lead		144	0.75	114	1.35	104	0.68	30	1.52
Total Copper		33	0.99	27	1.32	29	0.81	-	-
Total Zinc		135	0.84	154	0.78	226	1.07	195	0.66
Total Kjeldahl Nitrogen	µg/l	1900	0.73	1288	0.50	1179	0.43	965	1.00
NO ₂ -N + NO ₃ -N		736	0.83	558	0.67	572	0.48	543	0.91
Total P		383	0.69	263	0.75	201	0.67	121	1.66
Soluble P		143	0.46	56	0.75	80	0.71	26	2.11

Tabel 1.3

Middelværdier og arealbelastningstal for forurenende stoffer i den urbane regnafstrømning og i overløbsvand, europæiske data, Ellis (1986) og (1989).

Pollutant Parameter	Surface Water Sewers (SWO's)		Combined Sewers (CSO's)	
	Load per Unit Area (kg/imp.ha/yr)	Event Mean Concentrations (mg/l)	Load per Unit Area (kg/imp.ha/yr)	Event Mean Concentration (mg/l)
Suspended Solids	487 (347 - 2340)	190 (21 - 2582)	1260 (80 - 4900)	425 (176 - 647)
Biological Oxygen Demand	59 (35 - 172)	11 (7 - 22)	826 (500 - 1400)	90 (43 - 225)
Chemical Oxygen Demand	358 (22 - 703)	85 (20 - 365)	1600 (62 - 3800)	380 (250 - 530)
Ammoniacal Nitrogen	1.76 (1.2 - 25.1)	1.45 (0.2 - 4.6)	68.0 (15 - 85)	6.0 (3.1 - 8.0)
Total Nitrogen	9.0 (0.9 - 24.2)	3.2 (0.4 - 20.0)	20 (8 - 40)	8.3 (21 - 28.5)
Total Phosphorus	1.8 (0.5 - 4.9)	0.34 (0.02 - 4.30)	4.1 (2.2 - 8.8)	10.0 (6.5 - 14.0)
Total Lead	0.83 (0.09 - 1.91)	0.21 (0.01 - 3.1)	1.25 (0.83 - 1.84)	0.25 (0.08 - 0.45)
Total Zinc	1.15 (0.21 - 2.68)	0.30 (0.01 - 3.68)	5.33 (4.06 - 6.61)	0.87 (0.10 - 1.07)
Oil		0.4 (0.09 - 2.8)		
Faecal Coliforms (E.Coli)	2.1 (0.9 - 3.8) (x10 ⁹ counts/ha)	6430 (400 - 50,000) (MPN/100 ml)		(10 ⁵ - 10 ⁸) (MPN/100 ml)

Tabel 1.4

Medianværdier (mg/l) for forurenende stoffer i regnafstrømning fra veje, USA, USFHWA (1987)

(A) Urban Highways Average daily traffic more than 30,000 vehicles per day				
Pollutant	Cov.of site medians	10% of sites less than	Median site	10% of sites more than
TSS	0.62	68	142	295
VSS	0.58	20	39	78
TOC	1.02	12	25	52
COD	0.58	57	114	227
NO ₂ +3	0.56	0.39	0.76	1.48
TKN	0.45	1.05	1.83	3.17
PO ₄ -P	0.89	0.15	0.40	1.07
Copper	0.68	0.025	0.054	0.119
Lead	1.45	0.102	0.400	1.564
Zinc	0.44	0.192	0.329	0.564
(B) Rural Highways Average daily traffic less than 30,000 vehicles per day				
Pollutant	Cov.of site medians	10% of sites less than	Median site	10% of sites more than
TSS	1.17	12	41	135
VSS	0.62	6	12	25
TOC	0.62	3	8	24
COD	0.45	28	49	85
NO ₂ +3	0.57	0.23	0.46	0.91
TKN	0.83	0.34	0.87	2.19
PO ₄ -P	1.02	0.06	0.16	0.48
Copper	0.72	0.010	0.022	0.050
Lead	1.22	0.024	0.080	0.272
Zinc	0.73	0.035	0.080	0.185

Tabel 1.5

Forventede medianværdier for forurenende stoffer i afstrømmet vejvand i Danmark, COWIconsult (1990). Niveauet for en vandføringsvægtet middelværdi antages at være ca. 1,25 gange medianværdierne.

Parameter	Vejvandskoncentration (mg/l)
Total stofmængde (TSS)	30-50
Total organisk stof (COD)	20-50
Total N	1,0-2,0
Total P	0,2-0,4
Cu	0,004-0,02
Pb	0,04-0,10
Zn	0,10-0,30

Med baggrund i mulige effekter af de i ovennævnte tabeller nævnte forurenende stoffer skal der generelt påpeges det ønskelige i at finde rensemuligheder for de i tabel 1.6 nævnte stoffer. Den anførte vurderingsgrad er naturligvis afhængig af den lokale recipients type og følsomhed, og er foretaget i forhold til typiske bidrag fra andre kilder.

Tabel 1.6

Vurdering af behov for reduktion af belastning fra regnvandsbetingede udløb. Udledning er vurderet generelt til vandløb (+), søer (*) og kystnært område(#). Tre markeringer svarer til et generelt stort behov, to til et væsentligt behov og én markering til et behov. Ingen markering betyder ikke nødvendigvis, at der ikke kan være et behov.

Stof	Overløb fra fællessystemer	Regnudløb fra separatsystemer	Afledning af vejvand
Iltforbrugende stof	+++ *		
Næringssalte, især fosfor	+ ***	+ ***	+ **
Tungmetaller	+ * #	+ ** #	+ ** #
Mikrobiel forurening	+ ** ###		
Æstetisk forurening	+++ *** ###		

En sammenfatning af resultaterne anført i tabellerne 1.1-1.6 vil blive givet i tabel 1.9.

1.4.2 Partikler - rensning for fjernelse af forurenende stoffer

Da der i en række rensningsprocesser, der må anses for relevante for de regnbetingede kilder, drages nytte af sedimentation, filtrering og anden form for partikelfjernelse, er tilknytningen af de i Tabel 1.6 anførte forurenende stoffer til det suspenderede materiale meget væsentlig. I effektmæssig henseende kan det ligeledes være ønskeligt at skelne mellem opløst og partikulær form - eksempelvis ved udledning af iltforbrugende stof (COD) fra overløbsbygværker svarende til henholdsvis umiddelbart og forsinket iltsvind. I andre tilfælde - eksempelvis vedrørende fosfor - skelnes der normalt ikke mellem effekten i eutrofieringsmæssig henseende af henholdsvis opløst og partikulært stof, selvom undersøgelser af Cowen and Lee (1976) viste, at kun en del af den partikulære bundne P-fraktion (max. 30%) stammede fra den urbane regnafstrømmning kunne gøres tilgængelig for algevækst.

To forhold spiller en afgørende rolle i forbindelse med vurdering af rensresultatet for en rensningsmetode, der forudsætter separation mellem en partikulær og en opløselig fraktion, nemlig tilknytningen af det forurenende stof til den suspenderede stoffraktion samt størrelsesfordelingen af denne. Dertil kommer, at effektiviteten i udskillelsesgrad mellem de enkelte størrelser af partikler kommer til at afhænge af disses massefylde.

På trods af stor variabilitet viser en række undersøgelser, at mange forurenende stoffer - afhængig af disses specifikke egenskaber - er knyttet til det suspenderede stof i regnafstrømningsvand eller overløbsvand. Endvidere gælder det typisk, at koncentrationen af det forurenende stof er højere i de små partikler end i de store, (Sartor et al., 1974 samt Yamada, 1982), jf. endvidere tabel 1.8. Svensson (1987) rapporterer således, at der er en lineær sammenhæng mellem den partikulært bundne metalkoncentration og overfladearealet af partiklerne.

Af ovennævnte årsag og fordi de fleste separationsprocessers effektivitet er partikelstørrelsesafhængig, bliver det suspenderede stofs størrelsesfordeling væsentlig.

Flere undersøgelser af afstrømmet regnvand, eksempelvis Rexnord (1984), viser, at størsteparten, dvs. ca. 90% af koncentrationen af SS, har en partikeldiameter < ca. 100 µm. Forudsat at partiklernes specifikke massefylde er 2,65 g/cm³, angiver Driscoll (1983) den i tabel 1.7 angivne partikelstørrelsesfordeling i urban regnafstrømning som typisk.

Tabel 1.7

Partikelstørrelses deling og tilhørende sedimentationshastigheder for sediment i separat afledt regnvand, (Driscoll, 1983)

Partikel-fordeling (%)	Middel sedimentations-hastighed (m/time)	Typisk partikeldiameter (µm)
0-20	0,01	2
20-40	0,09	6
40-60	0,48	14
60-80	2,2	30
80-100	20	90

Whipple and Hunter (1981) har undersøgt sedimentationsforholdene for det suspenderede stof i urban regnafstrømning fra ialt 5 oplande. Der findes ikke uventet variation i sedimentationsgraden; i gennemsnit opnås ca. 70% fjernelse efter 32 timer.

Der må i såvel tid som sted forventes stor variation for partikelstørrelsesfordelingen i den urbane regnafstrømning. Sartor et al. (1974) har studeret regnafstrømningens kvalitet i 12 byer i USA; i tabel 1.8 ses data fra denne undersøgelse. Det fremgår heraf, at den grovkornede fraktion med hensyn til masse spiller en forholdsvist dominerende rolle, men det er i denne sammenhæng vigtigt at påpege, at de forurenende stoffer i høj grad er knyttet til den finkornede partikulære fraktion.

Tabel 1.8

Partikelstørrelsesfordeling for afstrømmet regnvand og tilknyttede forureningskomponenter, (Sator et al., 1974)

Measured Pollutant	Fraction of Total (% by weight)		
	<43 µm	43 µm - 246 µm	>246 µm
TS	5.9	37.5	56.6
BOD ₅	24.3	32.5	43.2
COD	22.7	57.4	19.9
VS	25.6	34.0	40.4
Phosphates	56.2	36.0	7.8
Nitrates	31.9	45.1	23.0
Kjeldahl nitrogen	18.7	39.8	41.5
All heavy metals		51.2	48.7
All pesticides		73	27
PCB		34	66

I modsætning til sedimentpartiklerne fra regnafstrømningen har sediment, der transporteres i kloakledninger, typisk et forholdsvis højt indhold af bio-omsætteligt, organisk stof; endvidere er sedimentet i afløbssystemer typisk grovere. Da resuspenderet sediment i fællessystemer under regn spiller en betydningsfuld rolle for kvaliteten af overvandet - og dermed for overløbsvandet - er kendskab hertil væsentlig for vurdering af en mulig rensning. Fra engelske undersøgelser rapporteret af Binnie and Partners (1986) er følgende anført vedrørende partikelstørrelsesfordelingen af kloaksediment på basis af målinger fra 42 delstrækninger på ialt 11 lokaliteter:

- 50% fraktilen for partikeldiameter (medianværdien) er 2430 μm (max. 25.000 μm og min. 100 μm); hvis de tre største værdier fjernes bliver medianværdien 1450 μm .
- 25% fraktilen for partikeldiameter er 420 μm (max. 3.000 μm og min. 40 μm); hvis de fem største værdier fjernes bliver 25% fraktilværdien 230 μm .

Ifølge samme undersøgelse er indholdet af organisk stof i kloaksedimentet forholdsvis højt - i middel 18% med værdier op til 87%. Massefylden af partiklerne vil derfor kunne variere mellem ca. 1 g/cm^3 (organisk stof) og 2,65 g/cm^3 (uorganisk stof).

Verbanck et al. (1990) har undersøgt såvel aflejret som transporteret sediment i en større afløbsledning i Bruxelles. Det konkluderes på basis af ialt 22 måleserier, at kloaksedimentet under regn bidrager til det transporterede, partikulære materiale med forholdsvis små partikler; typisk i intervallet 10-100 μm . Indholdet af organisk materiale i kloaksedimentet varierer mellem 20 og 40 % af tørstoffet.

For de i tabel 1.6 anførte forurenende stoffer skal følgende bemærkes vedr. typiske fordelinger mellem den opløste og den partikulære fraktion:

Iltforbrugende stof (COD)

Procentfordelingen mellem COD_{part} og COD_{opl} antages i overvand typisk at være 75:25, Johansen (1985). En tilsvarende fordeling for husspildevand, hvormed overvandet opblandes, er ifølge Henze et al. (1990) typisk 60:40. Variabiliteten på disse forhold er stor; Forholdet for husspildevand kan således være ca. 80:20; COWIconsult, intern reference.

Ved rensning af overløbsvandet vil det normalt være vigtigst at fjerne det partikulært bionedbrydelige materiale, da dette ved udledning i et vandløb vil kunne medføre et forsinket iltsvind, som effektmæssigt er mere betydningsfuldt end det umiddelbare iltsvind forårsaget af det opløste organiske stof.

Næringssalte

Udledning af kvælstof under regn vil normalt være betydningsløs i forhold til bidraget fra andre kilder, hvorimod fosfor vil kunne spille en rolle for visse følsomme recipienttyper, eksempelvis søer belastet med regnvand fra befæstede oplande, (Hvitved-Jacobsen, 1987).

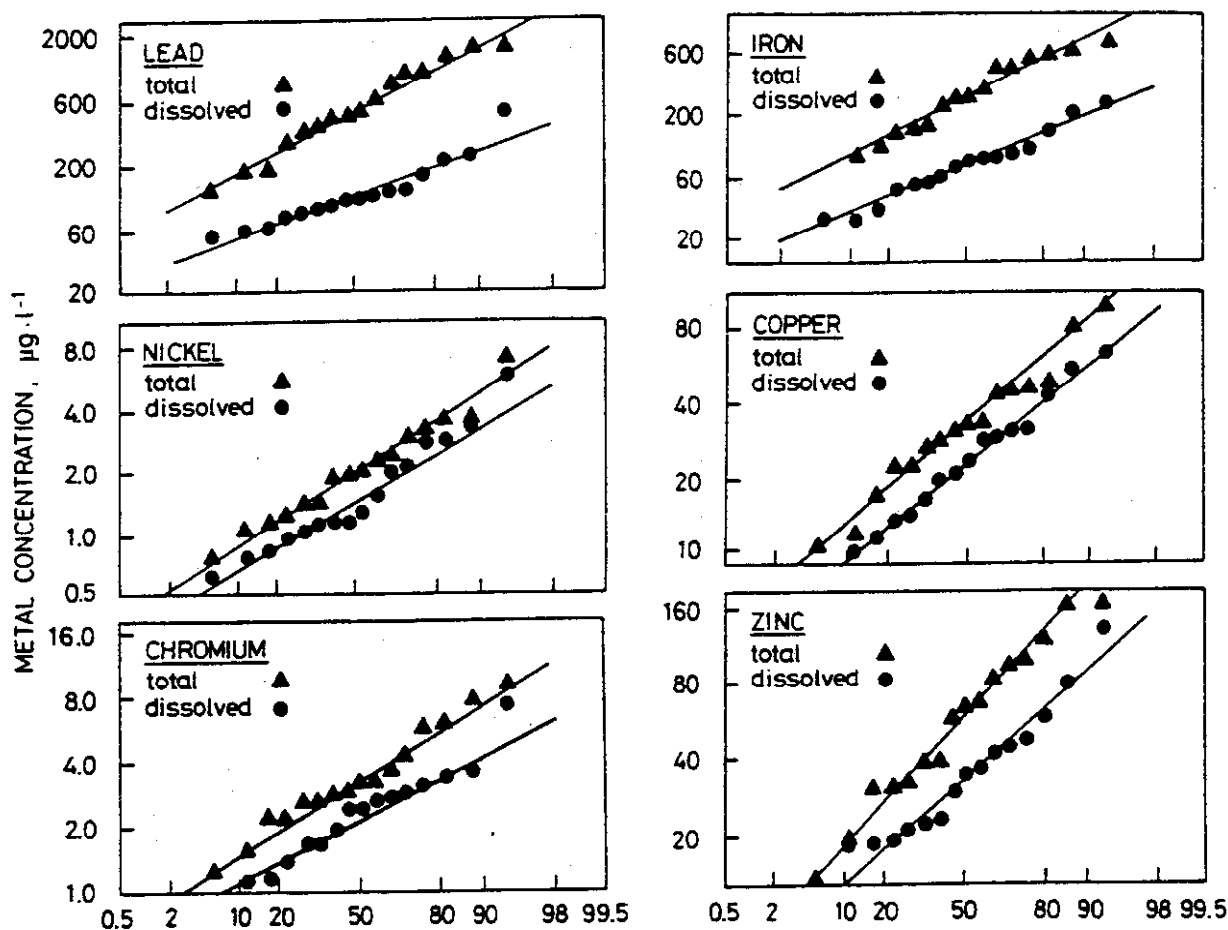
Ifølge Johansen (1985) er fordelingen mellem opløst og partikelbundet fosfor i regnafstrømningen ca. 50:50. Af tabel 1.2 fremgår det af nordamerikanske data, at mellem ca. 60 og 80% af fosfors mediankoncentration kan antages at være partikulær. I husspildevand er indholdet af opløseligt fosfat (orthofosfat) typisk 60-65%, (Henze et al., 1990). Det må antages, at

der under regn fra resuspenderet sediment i afløbsledninger tilføres et betydningsfuldt bidrag af fosfor i partikulær form til overvandet.

Tungmetaller

Tungmetaller er i forskellig grad partikeltilknyttede. Hvitved-Jacobsen et al. (1987) finder således fra en undersøgelse af urban regnafstrømning i Viborg følgende procenter af tungmetal tilknyttet det suspenderede stof: Zn (30%), Cd (70%), Pb (omtrent 100 %) og Cu (50%).

I regnafstrømning fra en motorvej finder Yousef et al. (1986) de i figur 1.2 anførte fordelinger mellem totalt og opløst tungmetal. For tungmetallerne Zn, Pb og Cu er tilknytningen til det partikulære stof ud fra medianværdierne angivet som henholdsvis 45%, 80% og 35%.



Figur 1.2
Fordeling af tungmetaller i regnafstrømning fra en motorvej,
(Yousef et al., 1986).

Mikrobiel fouering

Sygdomsfremkaldende bakterier, virus og ormeæg - samt indikatororganismen *E. coli* - er pr. definition partikulært stof. I praksis er en meget høj andel (95-99%) knyttet til det partikulære suspenderede materiale i såvel spildevand som overløbsvand.

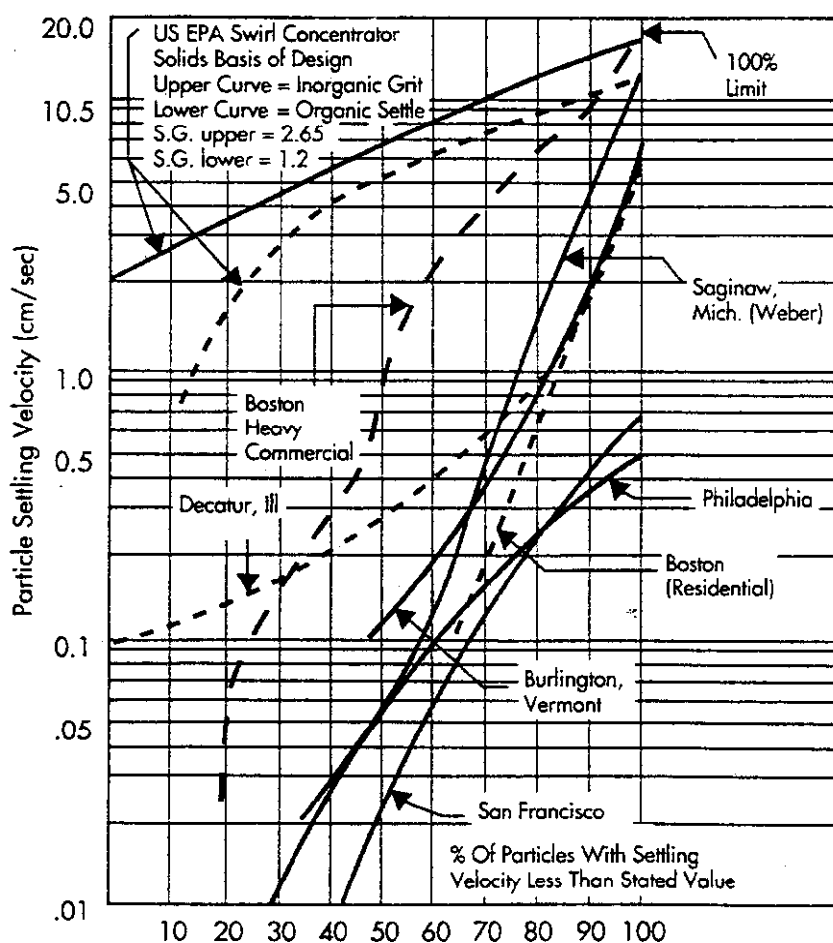
Øvrige stoffer

Ud over de stoffer, som er omtalt i det foregående, vil en række svært opløselige organiske forbindelser - ofte organiske mikroforureninger - kunne adsorberes på den partikulære fraktion, (Hoffman et al., 1985 samt Boto and Patrick, 1979). Eksempelvis gælder dette mineralolier og PAH,

som kan forekomme i den urbane regnafstrømning. På basis af undersøgelser fra ialt 5 oplande har Whipple and Hunter (1981) fundet, at der i gennemsnit vil fjernes 65 % af mineralolierne fra den urbane regnafstrømning ved sedimentation af 70 % af den partikulære fraktion.

Sammenfattende skal der med henblik på fjernelse af forurenende stoffer indirekte gennem fjernelse af den partikulære fraktion peges på det vigtige i en høj sedimentationshastighed af partiklerne - og dermed betydningen af såvel partikelstørrelsen som massefylden af partiklerne. Endelig spiller fordelingen af de forurenende stoffer adsorberet på henholdsvis små og store partikler en betydningsfuld rolle.

Med baggrund i den refererede litteratur kan det endvidere konkluderes, at variationen i de for rensningen relevante egenskaber er stor, og at denne variation ofte vil kunne henføres til lokale forhold (spildevand, opland, afløbssystem mv.). Det skal derfor rekommanderes, at fastlæggelse af helt basale og dimensioneringsmæssigt rettede stofegenskaber for især den partikulære fraktion finder sted som grundlag for etablering af et lokalt rensningstiltag. Der kan som eksempel peges på det nyttige i sedimentationskurver, figur 1.3.



Figur 1.3
Sedimentationskurver for overløbsvand, (Pisano et al., 1990). Kurverne angiver fordelingen af sedimentationshastigheder for den partikulære fraktion

1.5 Konklusion

Ønsket om rensning af forurenende stoffer i den regnbetingede stofudledning er begrundet i det udledte stofs effekt på recipienten, herunder om denne effekt er knyttet til den enkelte regnhændelse (den akutte effekt) eller skyldes den samlede udledning fra en serie af hændelser (den akkumulerede effekt). Som følge heraf spiller den resulterende stofkoncentration i recipienten eller den udledte stofmængde en afgørende rolle.

I rensningsmæssig henseende er især følgende afgørende at iagttage:

- Valg af rensningsmetode må afpasses efter de stoffer, som det på grund af potentielt uønsket recipienteffekt er særlig vigtigt at fjerne. Der må i denne forbindelse skelnes mellem, om udledningen finder sted fra fællessystemer, separatsystemer eller veje, og til hvilken recipienttype udledningen finder sted.
- Fra hvilket og til hvilket koncentrationsniveau rensningen skal finde sted. Det vil typisk være lettere at gennemføre en høj relativ reduktion fra et højt end fra et lavt niveau.
- På hvilken form (opløst/partikulær) stoffet forekommer. Mange rensningsmetoder er særlig velegnet til fjernelse af suspenderet stof. Massefylden af partiklerne, partikelstørrelsesfordelingen samt fordelingen af det forurenende stof mellem små og store partikler er vigtig for vurdering af en rensningsforanstaltningens effektivitet.

I tabel 1.9 er i denne sammenhæng foretaget en opsummering af relevante data. Det fremgår af tabellen, at vejvand for de anførte stoffer kan opfattes som "fortyndet" urban regnafstrømningsvand.

Det er af hensyn til fjernelse af den suspenderede fraktion ved et rensningstiltag væsentligt, at partiklerne i regnafstrømningen fra separatkloakerede oplande typisk er mindre end de partikler, som transporteres i fællessystemer under regn. Endvidere er det vigtigt, at partiklerne i regnafstrømningen væsentligst er uorganiske med høj massefylde; i fællessystemer er både den uorganiske fraktion med høj massefylde og den organiske fraktion med lav massefylde til stede i betydelig omfang.

Litteraturundersøgelsen tyder imidlertid på, at disse forhold er underkastet betydelig variation, især afhængig af den aktuelle lokalitet. Det er derfor vigtigt, at grundlæggende stofdata som eksempelvis sedimentationsforhold rutinemæssigt bliver fastlagt som et væsentligt dimensioneringsgrundlag for anlæg til rensning af den regnbetingede recipientbelastning.

Tabel 1.9

Anbefalede koncentrationsniveauer for relevante stoffer i regnvand ved beregning af rensningstiltag. I parentes er anført typisk procentandel af stoffet i partikulær form. Enheder er mg/l, dog for E. coli antal pr. 100 ml.

Stof	Overvand fra fællessystemer	Regnvand fra separatsystemer	Afledt vejvand
Suspenderet stof	100-200	30-100	20-80
Iltforbrugende stof COD	120 (70-80)	-	-
Fosfor	2,5 (40-60)	0,5 (60-80)	0,25-0,5 (60-80)
Tungmetaller			
- Zn	-	0,3-0,5 (30-40)	0,1-0,3 (30-40)
- Pb	-	0,05-0,15 (70-80)	0,05-0,1 (70-80)
- Cu	-	0,005-0,04 (30-40)	0,005-0,02 (30-40)
Mikrobiel forurening, E. Coli*	10 ⁴ -10 ⁷ (høj)	10 ³ -10 ⁴ (høj)	-

* Skønnet, forsigtig vurdering

Det skal afslutningsvis konkluderes, at den eksisterende viden om partikelegenskaberne for forureningskomponenterne i såvel regnafstrømning som overløb er nyttig at benytte ved vurdering af de enkelte rensningsmetoders brugbarhed og effektivitet samt i forbindelse med dimensionering af anlæg for reduktion af den regnbetingede stofbelastning.

Samtidigt er det væsentligt at bemærke, at vor viden er begrænset, hvad angår detaljerne, og at en kvantitativ beskrivelse af rensning for fjernelse af partikulært materiale samt sammenhængen mellem fjernelse af suspenderet stof og en given forureningskomponent ikke er mulig i ønsket grad. Det kan derfor anbefales, at der iværksættes både forsknings- og udviklingsprojekter for karakterisering af partikelegenskaber og for undersøgelse af sammenhængen mellem disse og relevant rensningsteknologi. Et sådant tiltag bør fremmes ikke mindst set i lyset af et forventet behov for rensning af den regnbetingede stofbelastning til de lokale recipienter (vandløb og søer) for opnåelse af ønsket vandkvalitet.

2 Rensning af regnvand - en litteraturundersøgelse

Der er ikke i Danmark tradition for lokal rensning af hverken regnafstrømningen fra separatkloakerede oplande, vejvand eller overløbsvand fra fælleskloakerede områder.

Hvad regnafstrømningen fra separatkloakerede oplande angår, kan der peges på enkelte eksempler, hvor rensning finder sted ved passage gennem kunstigt etablerede eller naturligt forekommende søer eller vådområder. Oftest er dette sket tilfældigt og uden bevidst hensyntagen til et dimensionsgivende princip for stoffjernelsen. Eksempelvis kan henvises til Vallensbæksøerne, hvor stofreduktion i regnafstrømningen finder sted, Miljøstyrelsen (1981). I andre tilfælde foreligger der forslag til etablering af regnvandsbassiner for stofreduktion i regnafstrømningen, Viborg kommune (1988) og COWIconsult (1989). Disse forslag er ledsaget af et dimensioneringsprincip.

I fælleskloakerede oplande er der i Danmark tradition for reduktion i recipientbelastningen fra overløb under regn ved etablering af bassiner, der forøger magasineringkapaciteten. Der forekommer herved behov for styring og regulering af regnafstrømningen i ledningssystemet. Etablering af bassiner kan effektivt reducere overløbsbelastningen, men løsningen er omkostningskrævende svarende til 3.000-5.000 kr pr. m³ bassinvolumen. Det har endvidere vist sig, at der under og efter en regnbegivenhed - eller som følge af regnbegivenheder, der pga. magasineringen bliver kobled - kan forekomme en hydraulisk overbelastning af specielt efterklaringsstankene på et renseanlæg, PH-consult (1989). Den dermed forbundne risiko for slamflugt vil kunne være et problem for såvel renseanlæggets funktion som recipienten. Der har kun i enkelte tilfælde været gennemført tiltag for lokal rensning af overløbsvand, eksempelvis ved etablering af hvirvelseparation (Ullerslev på Fyn og Hvam ved Holstebro).

Det må forventes, at en effektiv udnyttelse af mulighederne for kvalitetsforbedringer i de lokale recipienter i forlængelse af Vandmiljøplanens gennemførelse bl.a. vil nødvendiggøre indgreb over for den regnbetingede recipientbelastning. Lokal rensning af regnvand, hvorved der for et delopland etableres en rensningsforanstaltning for regnvandet, skal ses som et alternativ til hidtil forekommende praksis. Foruden øget kvalitet af det afstrømmede regnvand og overløbsvandet samt bedre beskyttelse af rensningsanlæggets funktioner (især efterklaringen) under regn, kan der være et økonomisk incitament i et sådant alternativ. Begrundelsen herfor kan være, at der både sker reduktion i transporterede vandmængder i afløbssystemet og tilsvarende formindskelse af de vandmængder, der skal behandles ved den traditionelle spildevansrensning. Lokal rensning af regnvand vil kunne reducere behovet for etablering af kostbare bassinløsninger.

Krav til regnbetingede udledninger må fastsættes i relation til den recipientmæssige skade, som kan forventes. Eksempelvis vil der hvad angår den aktuelle effekt i form af iltsvind ved udledning af bioned-

brydelig organisk stof fra overløb til vandløb kunne henvises til krav, som anbefales fulgt i spildevandskomiteens skrift nr. 22. Hvad angår eksempelvis næringssaltene kvælstof og fosfor vil krav til den tilladelige udledning fra de regnbetingede udløb være at opfatte som en integreret del af øvrige bidrag til næringssaltbelastningen. Når sådanne krav i konkrete tilfælde er fastlagt, bliver det herefter opgaven at finde en metode og en teknik for rensningen, der opfylder de opstillede krav. Det er væsentligt at forstå denne "logik" som baggrund for den konkrete vurdering af et muligt rensningsmæssigt tiltag.

De rensningsmetoder for regnvand som skal beskrives, vil være brugbare for et større eller mindre delopland, eksempelvis i forbindelse med et overløb eller et udløb til en recipient fra et separat kloakeret opland. Endvidere vil rensning af regnvand kunne tænkes etableret på et rensningsanlæg parallelt med dets øvrige funktioner for rensning af den daglige spildevandsstrøm.

Rensningsmetoder for overløbsvand og regnvand kan opdeles på følgende måde, idet der dog vil være en lang række af overgange, der gør opdelingen glidende:

- Fysiske metoder
- Fysisk-kemiske metoder
- Biologiske metoder

Det kan generelt konstateres, at der ifølge litteraturen har været størst interesse for de fysiske rensmetoder evt. suppleret af støttedosering med kemikalier. Disse metoder hviler grundlæggende på det forhold, at der ved fjernelse af den suspenderede fraktion samtidigt og delvist vil kunne fjernes potentielt forurenende stoffer, jf. afsnit 1. Set i forhold til opnåelig rens effektivitet er de fysiske metoder såvel økonomisk som driftsmæssigt ofte de øvrige metoder overlegne. Endvidere konstaterer Lager and Smith (1974) og Lager et al. (1977), at de fysiske rensmetoder generelt er i stand til at håndtere høje og varierende koncentrationer og vandføringer, hvilket må anses for grundlæggende vigtigt.

Det skal bemærkes, at stoffjernelse ved sedimentation i bassiner ikke medtages i dette projekt. Der henvises til projektet "Overdækkede bassinanlæg i fællessystemer" udført for Miljøstyrelsen af Samfundsteknik, PH-consult og Haderslev kommune, (Samfundsteknik et al., 1991).

Det skal til slut bemærkes, at formålet med litteraturundersøgelsen er at vurdere muligheder for rensning af den regnbetingede stofafstrømning. Der lægges derfor mere vægt på litteratur, der direkte er relateret til dette mål, frem for litteratur, der mere generelt vurderer funktionen af de udvalgte rensmetoder.

2.1 Fysiske rensemetoder

Følgende grundlæggende principper for rensemetoder vil blive behandlet:

- Stofseparation (hvirvelseparation m.v.)
- Flotation
- Sining
- Højrate-filtrering
- Stoffjernelse i plantebevoksede økosystemer, laguner og vådområder

For samtlige principper gælder det, at der forekommer en lang række af varianter. Endvidere er metoderne ikke rent fysiske, idet eksempelvis flotation og filtrering kan kræve en vis tilsætning af kemikalier og flokkuleringsmidler. Endelig er rensningen ved sedimentation af partikler i plantebevoksede bassiner suppleret af bla. adsorption og planteoptag.

2.1.1 Stofseparation (hvirvelseparation m.v)

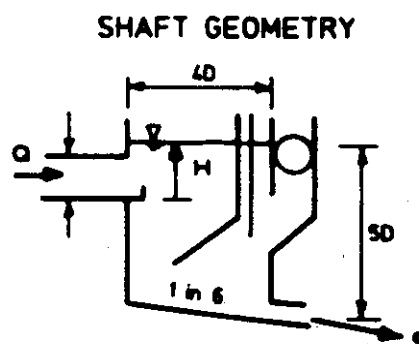
Procesbeskrivelse

Det grundlæggende princip ved denne stofseparation hviler på det forhold, at en vandstrøm indeholdende suspenderet materiale opdeles i to delstrømme: Én delstrøm med høj og én med lav partikelkoncentration (Field, 1975). Stofseparation egner sig derfor specielt som rensemetode i fællessystemer, idet delstrømmen med den lave partikelkoncentration udledes til recipienten via et overløb, og den opkoncentrerede delstrøm videreføres til rensenanlægget.

Et simpelt princip for separation i to delstrømme i et overløbskammer med det formål at opnå en opkoncentrering af suspenderet stof i strømmen til rensenanlægget, er beskrevet af Burrows et al. (1984), figur 2.1. Overløbskammerets stofseparerende egenskaber, der er testet ved modelforsøg, synes at give lovende resultater. Dette bygværk eller tilsvarende principper skal ikke i denne forbindelse omtales yderligere.

Figur 2.1

Overløbskammer afskaktype udformet for stofseparation og med udløb til videreførende ledning i bunden. Bygværket forudsætter en væsentlig trykhøjde mellem tilløb og udløb (Burrows et al. 1984).



Hvirvelseparatoren må betragtes som en videreudvikling af det netop beskrevne princip. Denne separator består af et cylindrisk kammer, der typisk er konstrueret i beton. Separatoren er statisk, dvs. der er ingen bevægelige dele i den. Tilløbsledningen går tangentielt - og nær bunden - ind i kammeret. Spildevandet bliver derved underkastet en svagt roterende bevægelse i en bue med faldende radius. De partikulære stoffer vil derved få gode

betingelser for at blive fjernet pga. centrifugalkraften, den almindelige gravitation og det forhold, at vandet nær betonvæggen får en relativt højere opholdstid i kammeret end hovedstrømmen. De faste partikler bevæger sig herved mod kammerbunden, og spiralbevægelsen fører disse stoffer ind mod midten til den videreførende ledning. Det lavkoncentrerede spildevand føres opad og ledes over en cirkulær overløbskant, figur 2.2 og 2.3. Flydestofferne hindres i at blive ført med overløbsvandet vha. en skumskærm. En ledeskærm fører dette flydeslam til et nedløbsrør, der er forbundet med udløbet. Flydestof kan evt. opsamles og til slut udledes gennem den videreførende ledning. Det bemærkes, at der vil forekomme trykfald over en hvirvelseparator, og at vandføringen i udløbet kan reguleres (Johansen 1987; Sullivan et al. 1982). Ifølge Field and Lager (1975) vil hvirvelseparatoren kunne fungere over et bredt interval af overløbs-hastigheder og stadig effektivt kunne foretage stofseparation. Mac Arthur (1979) anser hvirvelseparatorens dobbeltfunktion: At der samtidigt kan foretages såvel hydraulisk udløbskontrol som stofseparation (stofopkoncentrering) som et meget væsentligt forhold for valg af netop denne metode.

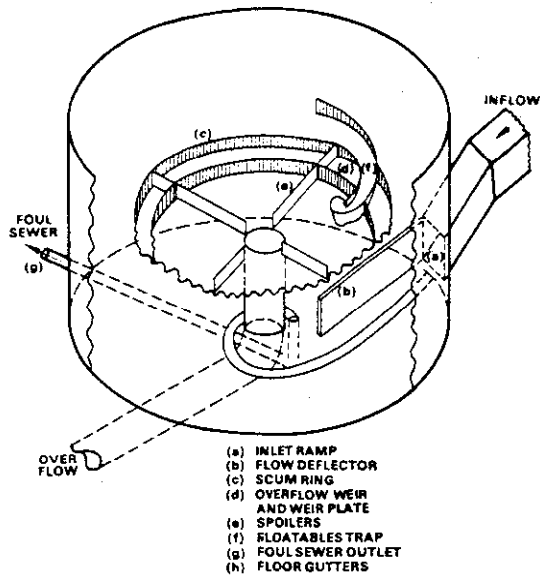
Under tørvejsafstrømning ledes spildevandet direkte gennem hvirvelseparatoren til udløbet.

Hvirvelseparatoren er specielt udviklet til brug i fælleskloakerede oplande, men vil også kunne anvendes på afstrømmet regnvand fra separatkloakerede oplande og veje (Sullivan et al. 1982; Lygren and Damhaug, 1986). På grund af de forholdsvis små partikler, som forekommer i afstrømmet regnvand, sker det eventuelt med ringere stofseparationsevne end for opspædet spildevand (Pisano et al., 1984).

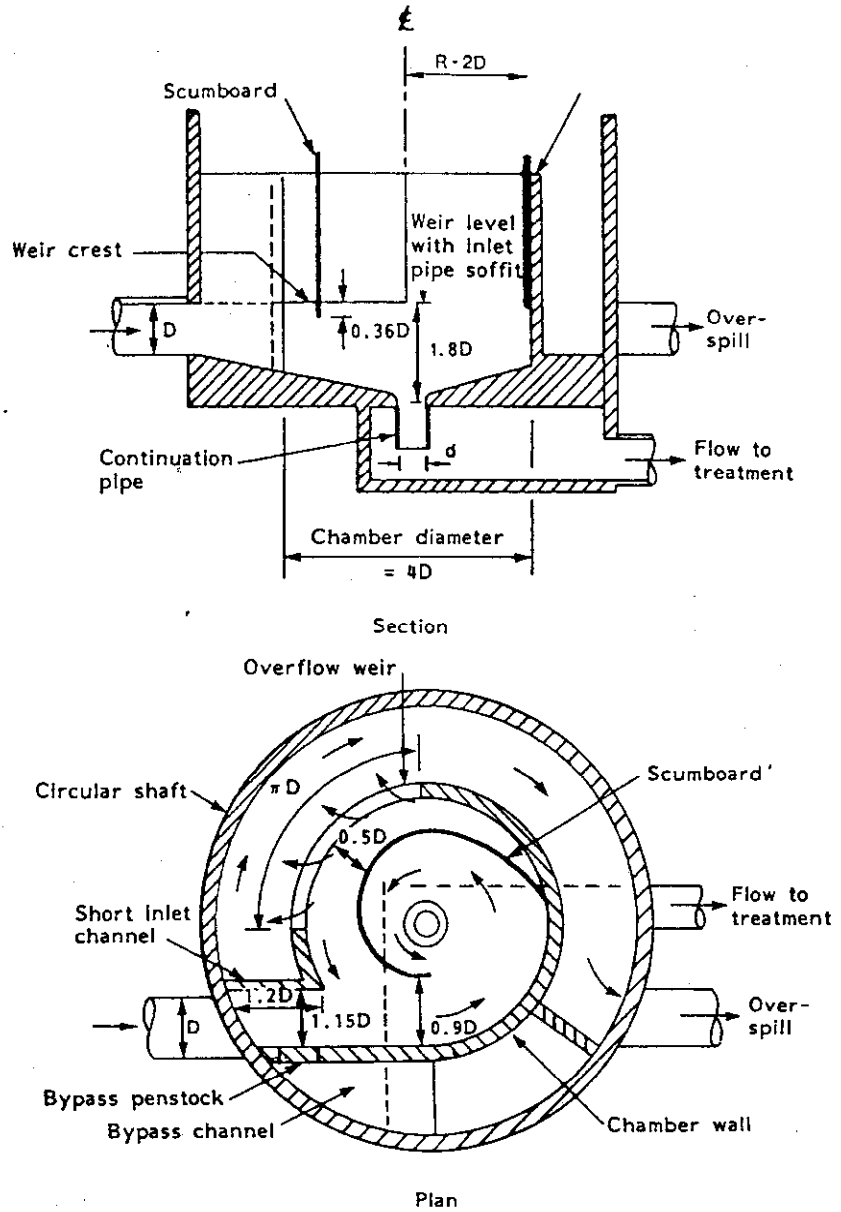
Følgende forhold anses for vigtige for opnåelse af god stofseparation i en hvirvelseparator:

- Den delstrøm, hvor opkoncentrering af det suspenderede stof finder sted, gives ved bevægelse langs ydervæggen en forholdsvis lang opholdstid (Anonym, 1979).
- Bunden i hvirvelseparatoren bør hælde svagt (15°) mod afløbet til den videreførende ledning (Balmforth et al., 1984).
- Overløbskanalen kan højdereguleres individuelt langs overløbets periferi (Johansen, 1987).
- For at reducere flydeslam bør skumskærmen kunne dybdereguleres. Hvirvelseparatorens største svaghed anses for at være en utilstrækkelig fjernelse af flydeslam (Johansen, 1987).

Figur 2.2
 Skitse af hvirveloverløb,
 (Field and Lager, 1975)



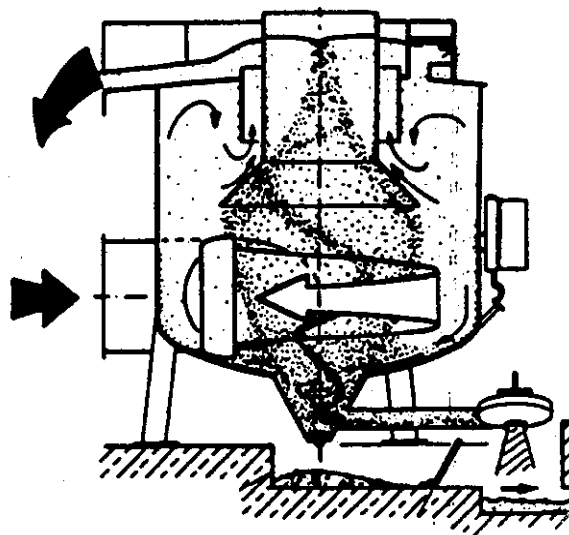
Figur 2.3
 Snit gennem hvirvelseparator
 (Field, 1984 b)



- Balmforth et al. (1984) har bla. undersøgt hvirvelseparatorens udformning med henblik på reduktion af flydeslam. På basis af modelforsøg foreslår de en spiralformet skumskærm med sin laveste del i niveau med overløbskantens bund ved tilløbet.
- Høj grad af stofseparation forudsætter, at der i hvirvelseparatoren kan etableres forhold med ringe turbulens; dvs. den kinetiske energi i tilløbet reduceres eventuelt (Sullivan et al., 1982).

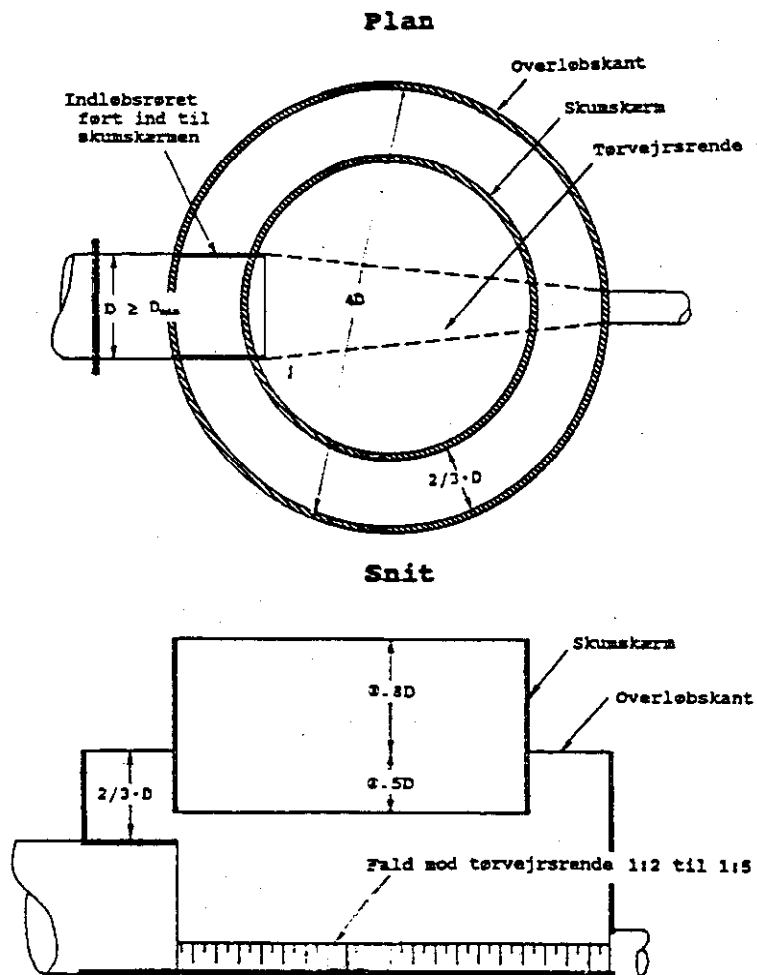
Der er i litteraturen beskrevet flere typer af hvirvelseparatorer; eksempelvis beskriver Brombach (1991) Pisano et al. (1990) samt Pisano(1990) en type benævnt "fluidsep" udviklet i Tyskland og med en udformning, der bla. pga. et forholdsvis stort volumen skulle minimere turbulens og dermed øge stoffjernelsen (Pisano, 1989), figur 2.4. Separatoren er mht. udformning sammenlignet med den amerikanske type tidligere beskrevet af Sullivan et al. (1982). Dimensioneringsgrundlaget er diskuteret og forskellige on-line og off-line arrangementer er vist. Det angives, at relevante sedimentationshastigheder for fjernelse af suspenderede partikler ligger i intervallet 0,1-13 cm/s. Den øvre ende svarende til store (2mm) partikler af organisk/uorganisk oprindelse, den lavere ende svarende til uorganisk stof (ler mv.). Arkiklen (Pisano et al.,1990) viser oversigtsmæssigt, at der afhængig af stofegenskaberne kan vælges et udgangspunkt for dimensionering, der kan resultere i større eller mindre stoffjernelse. Der er p.t. 6 projekter i gang i USA for etablering af "fluidsep"-separatoren. Disse separatorer forventes ved den dimensionsgivende vandføring at give 15-35 % fjernelse af suspenderet stof, (Pisano, 1990); under denne vandføring en tilsvarende højere effektivitet.

Figur 2.4
 Skitse af den tyske
 hvirvelseparator under
 høj vandføringsbelastning
 (Pisano, 1989)



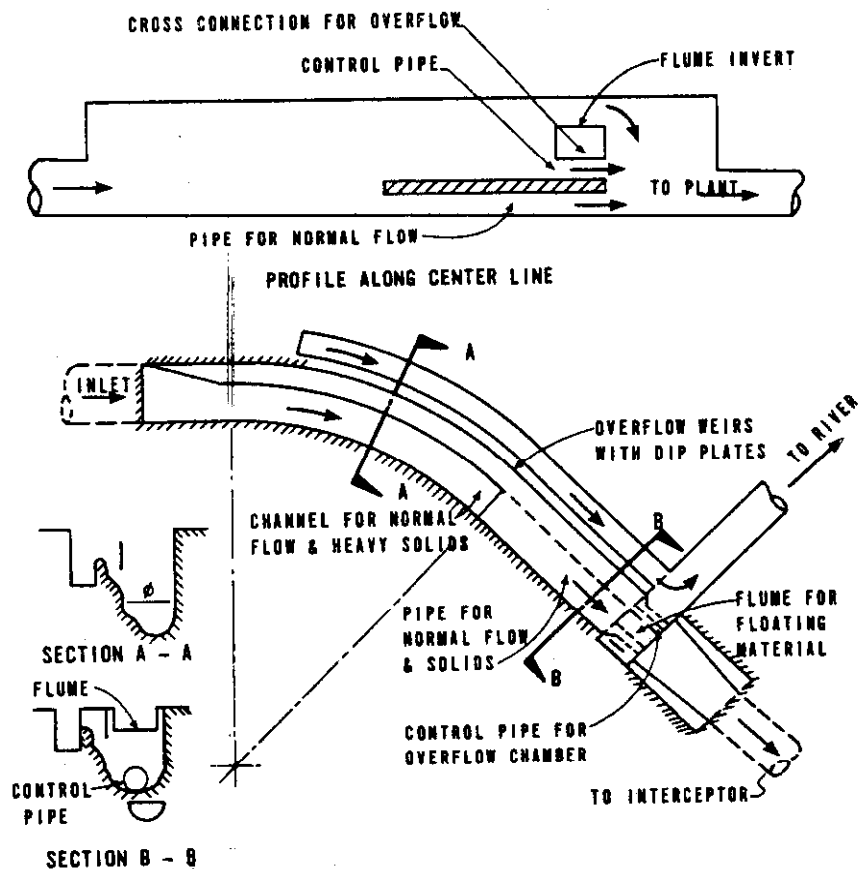
En engelsk udgave af en hvirvelseparator er vist på Figur 2.5, (Hydro Research & Development, 1983). Separatoren er karakteriseret ved at have en centralt placeret kegle der sikrer, at tværsnitsarealet formindskes ned gennem bygværket, hvorved strømningshastigheden tilsvarende øges. Der foreligger endnu ikke driftsresultater fra fuldskalaforsøg.

Figur 2.6
 Skitse af centralover-
 løbsbygværk,
 (Sørensen, 1990)



En bueseparator (helical bend separator eller spiral flow regulator) er et overløbsarrangement, der som hvirvelseparatoren foretager stofseparation i to strømme. Bueseparatoren er detaljeret beskrevet af Sullivan et al. (1982). Separatoren kan betragtes som en bueformet kanal, hvor såvel sedimenterbare stoffer som flydestoffer kan fjernes ved at spildevandsstrømmen tvinges i et svagt spiralformet løb, figur 2.7. Sullivan et al. (1982) angiver, at bueseparatoren kan bringes til at fungere med samme stofseparationseffekt som hvirvelseparatoren, men med væsentlig højere anlægsomkostninger. Den kræver imidlertid mindre trykhøjde end hvirvelseparatoren.

Figur 2.7
Bueseparatoren
 (Sullivan et al.,
 1982 samt Lager
 and Smith, 1974)



Nishida et al. (1990) beskriver en hvirvelseparator med en centralt placeret, roterende cylinder. Typen angives at have meget høj separations-effektivitet. Den japanske "spildevandskomité" angiver, at hvirvelseparatoren første gang blev etableret i landet i 1987, (Japan Sewage Works Association, 1990). Komiteen mener, at hvirvelseparation vil vokse i betydning i forbindelse med løsning af overløbsproblemer.

Rensegrader og erfaringer

I Johansen (1987) gives en række definitioner vedrørende hvirveloverløb. Idet vandføring og koncentration betegnes henholdsvis Q og C , og idet nummereringen 1,2 og 3 henviser til henholdsvis tilløb, videreførende ledning og overløb fås:

- Virkningsgrad: $v = Q_2 \cdot C_2 / Q_1 \cdot C_1$
- Rensegrad: $r = Q_2(C_2 - C_1) / Q_1 \cdot C_1$
- Opkoncentringsgrad: $k = C_2 / C_1$

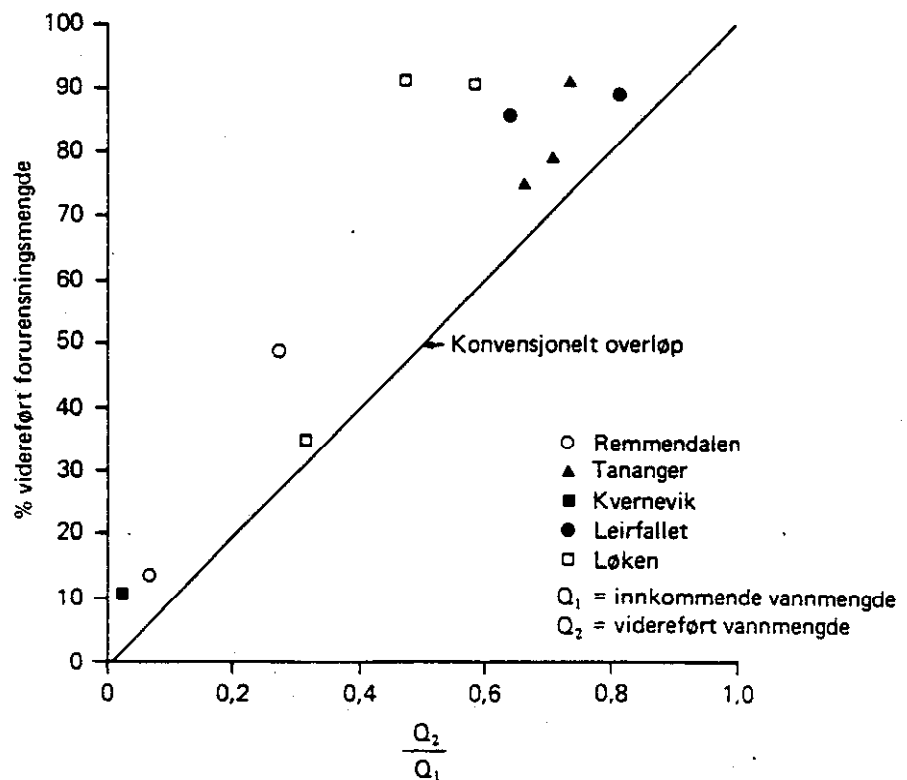
Det bemærkes, at der ofte i den tilgængelige litteratur er undladt at angive en nøjagtig definition på en opgaven effektivitet.

En hvirvelseparator (diameter 7,3 m og dybde 1,8 m) etableret i Lancaster, Pa., USA, har gennem en længere periode opnået en virkningsgrad på 56 % for fjernelse af SS, hvilket er lavere end oprindeligt antaget (96-99% baseret på laboratorieforsøg), (Anonym, 1979). En tilsvarende hvirvelseparator i Syracuse, NY, USA havde en tilsvarende virkningsgrad på 50% (33-82% for ialt 11 regnhændelser med vandføring 0,54-20,5 m³/min). For BOD₅ var virkningsgraden ligeledes ca. 50% (50-82% for 3 hændelser).

Der er ikke for nogen af disse tilfælde oplyst om forholdet Q_2/Q_1 . Hvirvelseparatoren i Syracuse vil ifølge Sullivan et al. (1982) kunne fungere op til 10 gange dimensionsgivende tørvejrsvandføring, og det konkluderes, at såfremt koncentrationen af SS i tilløbet er $> 250 \text{ mg/l}$, vil der kunne opnås virkningsgrader $> 50\%$.

Johansen (1987) har undersøgt 5 hvirveloverløb i Norge; resultaterne fra ialt 10 overløbsbegivenheder er anført i figur 2.8. Selvom hvirveloverløbene på undersøgelsestidspunkterne ikke havde optimale funktionsbetingelser, var hovedindtrykket, at de fungerede godt.

Figur 2.8
*Relativ massetransport til
 renseanlæg fra 5 hvirvel-
 separatorer sammenlignet
 med konventionelt overløb
 uden stofseparation*
 (Johansen, 1987)

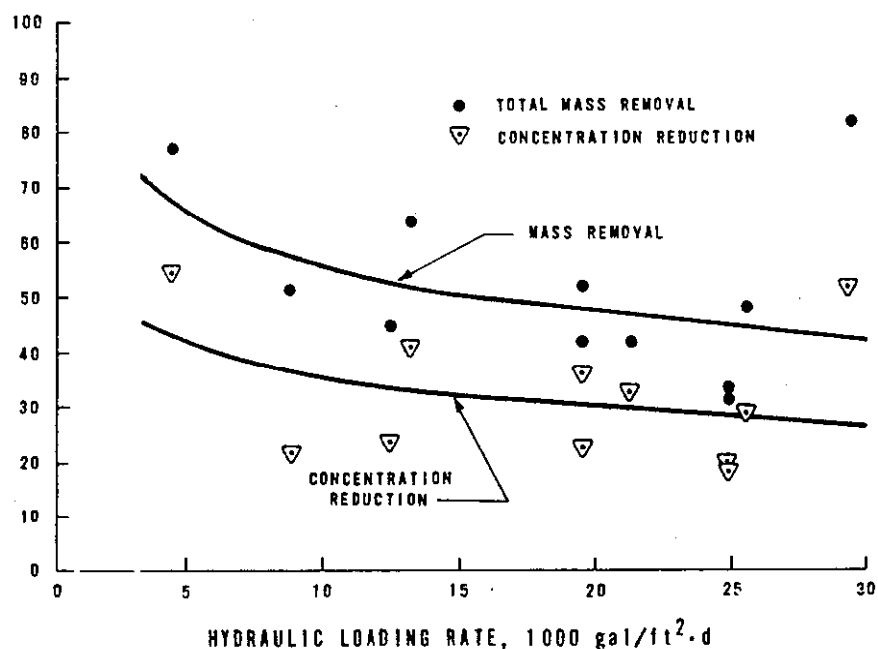


Gennem ialt 3 år undersøgte Pisano et al. (1984) to hvirvelseparatorer i USA. Undersøgelserne omfattede dels et fuldskalaeksperiment i et fællessystem (dimensioneret til 1100 l/s), dels et pilotskalaeksperiment i et separatsystem (dimensioneret til 170 l/s). Det konkluderes, at hvirvelseparatorer effektivt fjerner suspenderet materiale (specielt ved "first flush") i fællessystemer, idet virkningsgraden typisk overstiger 60% for vandføringer større end 550 l/s. De laveste virkningsgrader blev observeret, når både vandføring og stofkoncentration var lave. Det er typisk uorganiske partikler, der fjernes; dog var COD-fjernelsen for flere begivenheder af samme størrelsesorden som for SS. Der peges på en række mulige forbedringer vedrørende såvel dimensionering som udformning. For pilotskalaeksperimentet til rensning af regnvand fra separatsystemer blev der observeret virkningsgrader på mellem 5 og 40% uafhængig af vandføringen, trods det forhold, at separatorens var dimensioneret til 80% effektivitet. Lave sedimentationshastigheder for det suspenderede stof blev antaget som årsagen hertil.

Generelt er konklusionen fra USEPA (Field, 1984), at hvirvelseparatorer vil fjerne mindst 50% SS og BOD i overløbsvand. Det antages, at disse fjernelsesprocenter skal forstås som virkningsgrader.

Det bør endvidere bemærkes, at variationen i rensegrad er stor fra begivenhed til begivenhed og må forventes at afhænge af aktuelle stofmæssige og hydrauliske karakteristika (Sullivan et al., 1978), figur 2.9. Da stor hydraulisk belastning reducerer stoffjernelsen sammenlignet med mindre begivenheder, nødvendiggør dette en særlig hensyntagen til en sikker dimensionering for ekstreme hændelser med potentiel akut recipienteffekt.

Figur 2.9
Fjernelse af suspenderet stof i hvirvelseparator ved forskellig hydraulisk belastning (Sullivan et al., 1978).



På basis af en sammenfattende vurdering af hvirvelseparatorer i USA konkluderer Pisano (1989), at disse ikke i forhold til dimensioneringsforudsætningerne fungerer fuldt tilfredsstillende. Især påpeges, at konstruktionen frembringer uønsket turbulens ved høje vandføringer og dermed reduceret stoffjernelse. For fremtiden anbefales det at overdimensionere konstruktionen og at foretage en realistisk estimering af dimensionsgivende sedimentationshastighed. Den tyske udgave af hvirvelseparatoren antages at give reduceret turbulens sammenlignet med den amerikanske,

Forholdet C_2/C_3 mellem koncentrationen i den videreførende ledning og i overløbet er blevet bestemt på et eksemplar af den tyske hvirvelseparator med et kammervolumen på $2 \times 18 \text{ m}^3$ og et maksimalt tilløbsflow på $3 \text{ m}^3/\text{s}$, (Brombach, 1991). For i alt 5 regnbegivenheder med overløb blev C_2/C_3 bestemt til 2,22 for SS, 2,05 for COD og 1,50 for Tot-P.

Dimensionering

En detaljeret beskrivelse af et dimensioneringsprincip for en hvirvelseparator er givet i Sullivan et al. (1982). Det hydrauliske grundlag er bestemt

ved maximal tørvejrsvandføring, dimensionsgivende vandføring og maximal vandføring i kammeret. Det stofmæssige grundlag hviler på valg af dimensionsgivende partikelstørrelse, partikelmassefylde og dermed sedimentationshastighed for opnåelse af ønsket opkoncentrering i den videreførende ledning. Dimensioneringsproceduren er herefter givet med beregning af bla. kammerdimensioner og tryktab. Der er i tilknytning hertil angivet eksempler. Det må anses for vigtigt at få bestemt sedimentationshastighedsfordelingen for partiklerne i det spildevand, som skal underkastes rensning (Pisano et al., 1984). Lygren and Damhaug (1986) påpeger ligeledes dette forhold og angiver en simpel test til relativ vurdering af sedimentationshastigheden. Der er i flere artikler elementer af dimensioneringsmæssig relevans, eksempelvis - og især - Pisano et al. (1990).

Detaljer vedrørende dimensionering af den tyske hvirvelseparator konstrueret af H. Brombach er beskrevet i Deutsches Patent 36 34 122.

Driftsforhold

Baseret på erfaringer fra demonstrationsprojekter i USA konkluderer Sullivan et al. (1982), at spuling bør gennemføres ca. hver 14. dag. Ved manuel drift kræves hertil ca. 2 timer pr. gang. Dette tidsforbrug kan reduceres betragteligt ved automatisk spuling. Det anbefales, at kammeret udformes uden skarpe hjørner for at lette rengøringen.

Benjes and Field (1978) anbefaler ligeledes regelmæssig manuel spuling - evt. efter hver regnbegivenhed - eller brug af automatik, skønt denne metode ikke anses for veldefineret for især større enheder. Med rutinemæssig overvågning hver 14. dag og for eksempelvis en hvirvelseparator med en diameter på 7 m antager Benjes and Field (1978), at der med ialt 10 overløb pr. år skal benyttes 160 mandetimer pr. år.

Økonomi

Sullivan et al. (1982) angiver anlægsøkonomien for tre størrelser af hvirvelseparatorer, Tabel 2.1. Der er en række forudsætninger for disse beregninger, som ikke her skal gennemgås.

Tabel 2.1

De samlede anlægsomkostninger incl. 35% honorar m.v. ved etablering af hvirvelseparatorer angivet i USD pr. januar 1980 (Sullivan et al. 1982)

Kapacitet (m ³ /s)	Kammerdiameter (m)	Indvendig højde af kammer (m)	Totale omkostninger (USD)
1,42	7,0	4,8	179.000
2,83	9,8	5,5	268.000
4,67	11,6	6,5	401.000

Benjes and Field (1978) diskuterer anlægs- og driftsomkostninger for både hvirvelseparatorer og bassiner ved opdeling i kategorier af enhedsoperationer og -processer. Metoden kan eventuelt benyttes ved opstilling af en økonomisk kalkule i et konkret tilfælde, men artiklen giver ikke grundlag for en umiddelbar sammenlignende vurdering og konklusion.

Generelt er konklusionen fra USEPA (Field 1984), at hvirvelseparatoren pga. dens ringe størrelse sammenlignet med et sedimentationsbassin er "highly cost-effective". Pisano (1989) angiver, at den tyske udgave af hvirvelseparatoren er billigere at konstruere end den amerikanske.

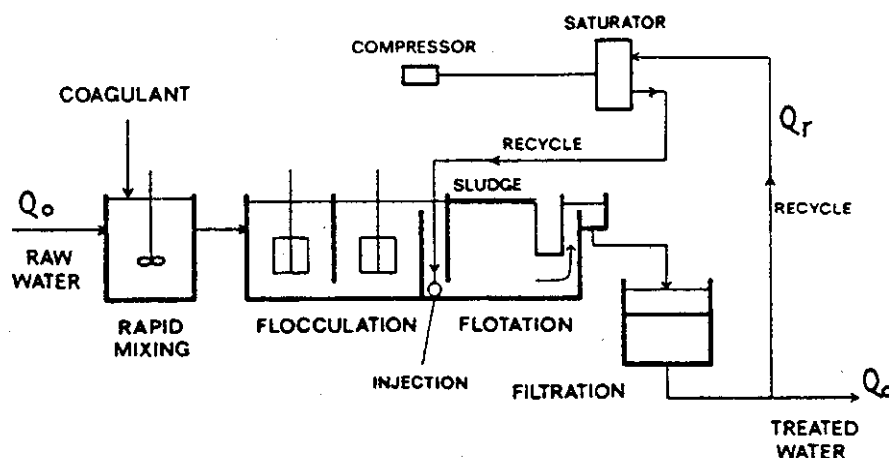
Heinking and Wilcoxon (1985) har foretaget beregning af kapitalomkostningerne i forbindelse med etablering af en hvirvelseparator i Decatur, Ill., USA. I 1981 var prisen estimeret til 1,27 mill. USD omfattende et forsinkelsesbassin. Omkostningerne for et tilsvarende sedimentationsbassin ville være 2,27 mill. USD. Field et al. (1977) angiver at Syracuse-prototypen med kapaciteten $0,30 \text{ m}^3/\text{s}$ i anlægsomkostninger beløb sig til 55.000 USD, hvilket anses for "highly cost-effective".

Procesbeskrivelse

2.1.2 Flotation

Flotation er en proces, hvor både flydestoffer, herunder olie og fedt, samt sedimenterbart stof vil kunne udskilles. Flotation foregår, ved at vand (typisk det rensede spildevand), der er overmættet med atmosfærisk luft, tilledes spildevandet i et flotationsbassin, Figur 2.10. Ved tilledningen frigøres små luftbobler, der afhængig af partiklernes egenskaber hæfter sig på disse. Herved vil disses densitet mindskes, og partiklerne stiger mod overfladen, hvorfra de med en skraber kan fjernes. Partikler, hvortil luftboblerne ikke er adsorberet og som har tilstrækkelig densitet, vil sedimentere, hvorefter de kan fjernes med en bundskraber. Flotationsprocessen kan understøttes af flokkuleringsmidler, og undertiden vil en forbehandling (eksempelvis sining) være hensigtsmæssig. Derimod benyttes kun efterbehandling, såfremt meget høj stoffjernelse ønskes.

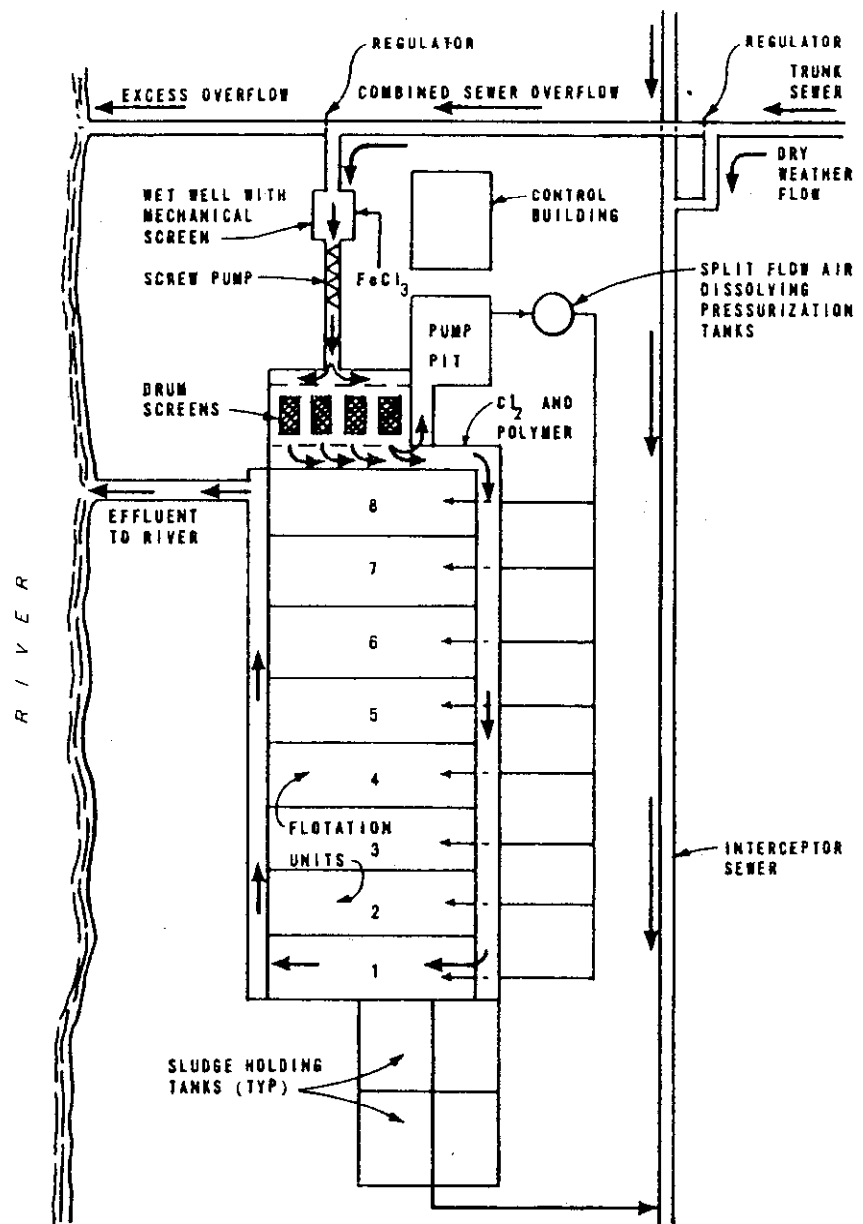
Figur 2.10
Princip af flotationsprocessen,
(Edzwald et al., 1990)



Flotation kan gennemføres for såvel afstrømmet regnvand som opspædet spildevand. Typisk benyttes processen i sidstnævnte tilfælde. Det fjernede slam og flydestof kan eksempelvis tilledes den videregående ledning figur 2.11 viser skematisk et flotationsanlæg.

Flotation anføres af Rhodes Technology Corporation (1970) at være særdeles velegnet under intermitterende og stærkt vandføringsvarierende drift. Endvidere finder Meinholz et al. (1979), at flotation er en fortrinlig løsning som erstatning for separering af kloaksystemet.

Figur 2.11
 Flotationsanlæg skematisk
 angivet, Racine, Wisconsin
 USA, (Lager and
 Smith, 1974)



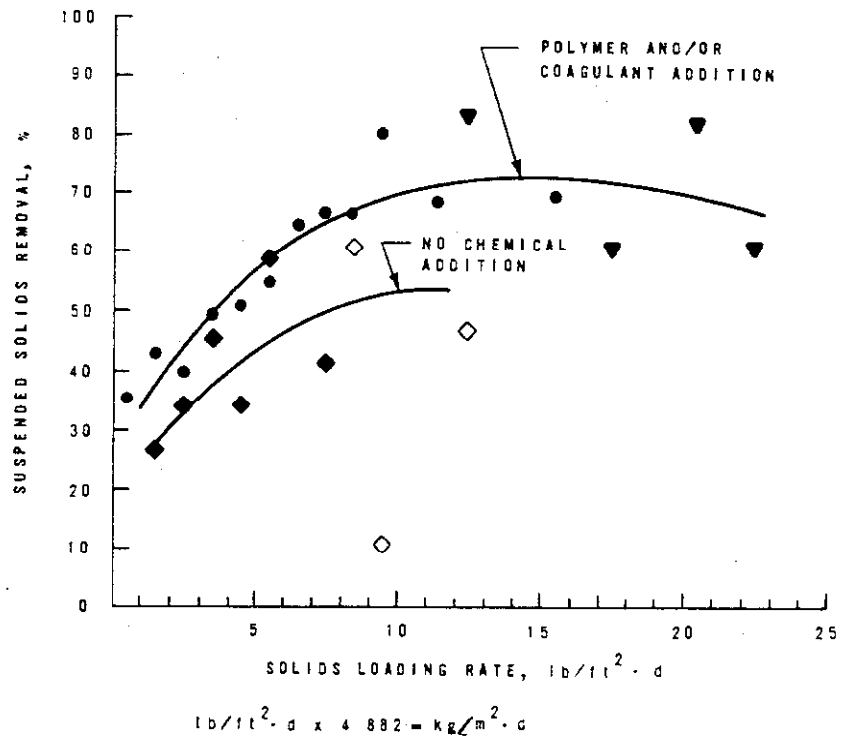
Stanley and Evans (1977) har undersøgt flokkulering-flotations- metodens brugbarhed for rensning af overløbsvand. Denne metode kan ikke - sammenlignet med trykluft-flotationsmetoden - anbefales.

Rensegrader og erfaringer

Rensegrader for suspenderet stof i flotationsanlæg må forventes at være forholdsvis høje, da fjernelse af både flydestoffer og sedimenterbart stof vil kunne finde sted. Af figur 2.12 fremgår, at fjernelse af SS afhænger af både anlægsbelastning og brug af fædningsmiddel (Lager et al., 1977). Det bemærkes, at lav stofbelastningsrate giver relativ lav fjernelse, hvilket angives at være forårsaget af ringe mulighed for fysisk kontakt mellem partikler og luftbobler.

Figur 2.12

Rensegrader ved flotation
afhængig af stofbelastning
og kemikalietilsætning,
(Langer et al., 1977)



Typiske rensegrader for forurenende stoffer angivet efter Lager and Smith (1974) samt Lager et al. (1977) er vist i tabel 2.2.

Tabel 2.2

Typiske rensegrader ved
flotation af opspædet spildevand
(Lager and Smith, 1974 samt Lager et al., 1977)

Stof	Uden Kemikalietilsætning	Med kemikalietilsætning
SS	40-60	60-80
BOD	40-60	50-60
COD	40-60	50-60
Tot N	15-20	15-20
Tot P	15-20	60-70

* typisk tilsættes jernklorid (20-30 mg/l); det bemærkes, at rensningen for fosfor øges markant ved kemikalietilsætningen.

Fra et flotationsanlæg i Californien, USA, til rensning af overløbsvand er rapporteret om væsentlig højere fjernelsesgrader end angivet i tabel 2.2, (White and Cole, 1973). Tilsætning af kemikalier fandt sted i form af soda og aluminiumsalte. Det samme flotationsanlæg er senere blevet grundigt analyseret af Bursztynsky et al. (1975). Den optimale overfladebelastning blev bestemt til 6 m³/m²·h svarende til en anlægskapacitet på 3.600 m³/h. Under disse betingelser blev der registrerede fjernelse af 50% SS, 80% BOD og 50% TKN ved indløbskoncentrationer på henholdsvis 100, 30 og 6 mg/l. Optimal kemikaliedosering i form af aluminiumsulfat var 75 mg/l og luftforbruget på mindst 0,05 kg/kg SS. Der blev registreret problemer i form af kemikalieoverførsel til udløbsvandet.

Meinholz et al. (1979) har undersøgt to flotationsanlæg i Racine, Wisconsin, USA, jf. figur 2.11, med en samlet kapacitet på 2,6 m³/s. Undersøgelsen, der forløb gennem ialt to år, viste 60-75% og 50-65% fjernelse af henholdsvis SS og BOD. Efterfølgende chloring viste sig effektiv for reduktion af E. coli.

Dimensionering

Intervaller for dimensionsgivende parametre er refereret af Lager et al. (1977), tabel 2.3.

Tabel 2.3
Dimensionsgivende parametre for flotation, (Lager et al., 1977)

Hydraulisk overfladebelastning (m ³ /m ² ·h)	
- Lavrateproces	3-10
- Højrateproces	10-25
Horisontal hastighed (cm/s)	0,7-2
Opholdstid (min.)	
- Flotationsbeholder	10-60
- Flotationsbeholder (middel)	25
- Mætningstank	1-3
- Blandingstank	1
Recirkulationsvandmængde (%)	25-45
Forholdet luft/recirkulationsmængde (m ³ /100 l pr. min.)	0,0075
Forholdet luft/suspenderet stof	0,05-0,35
Tryk i mætningstank (atm.)	3-5

Detaljer i forbindelse med en konkret dimensionering er givet af White and Cole (1973).

Rhodes Technology Corporation (1970) angiver, at fjernelse af suspenderet stof i en flotationstank er lige så effektiv som rensning i en sedimentationstank med en opholdstid på 4 timer.

Driftsforhold

Lager et al. (1977) angiver at flotationsprocessen afhænger af følgende driftsparametre:

- Overfladebelastningsraten i flotationstanken.
- Kemikalietilsætningen
- Koncentrationen af suspenderet stof i indløbet
- Trykforhold i mætningstanken.
- Forholdet mellem tilførsel og luft og suspenderet stof.
- Højde og hastighed af overfladeskraber.

Følgende driftsproblemer med flotationsanlæg er refereret (Lager et al., 1977):

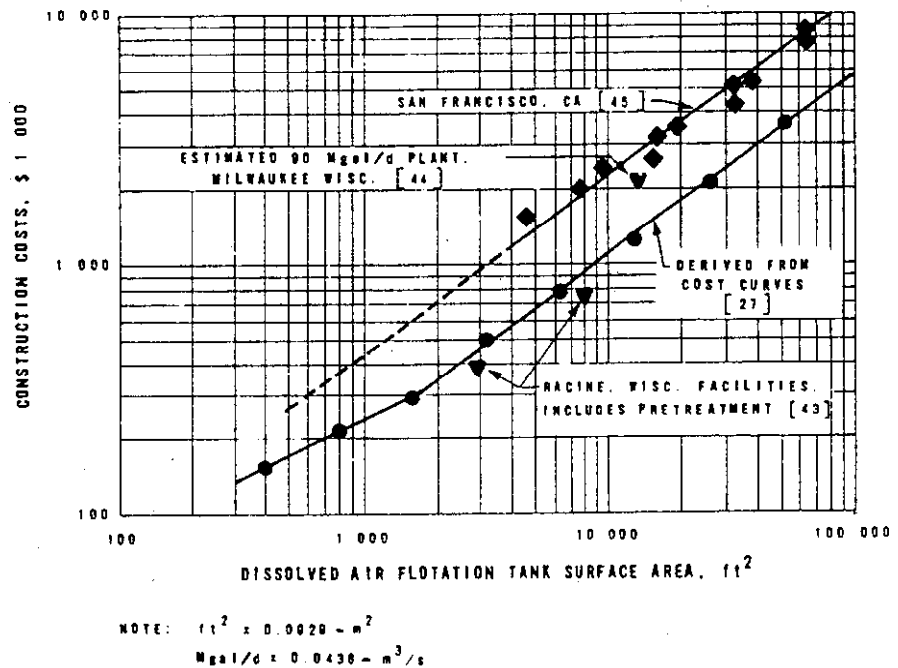
- Ødelæggelse af luft-partikel enheden ved tilløbszonen pga. høj hydraulisk belastning og turbulens.
- Hydraulisk overbelastning ved udløbszonen.
- Ødelæggelse af skumlaget i tanken pga. ugunstige strømforhold.
- Hydraulisk kortslutning i flotationstanken.

Økonomi

Anlægsomkostninger for flotationsanlæg angives af Lager et al. (1977) at variere meget. Dette kan skyldes ønsket om en speciel udformning og

arkitektoniske krav samt graden af forbehandling, men mest afgørende er valget af dimensionsgivende hydraulisk overfladebelastning, hvilket kan medføre ændringer med en faktor 3. I figur 2.13 er anlægsomkostninger angivet som funktion af flotationstankens overfladeareal.

Figur 2.13
Anlægsudgifter for
flotationsanlæg,
(Lager et al., 1977).

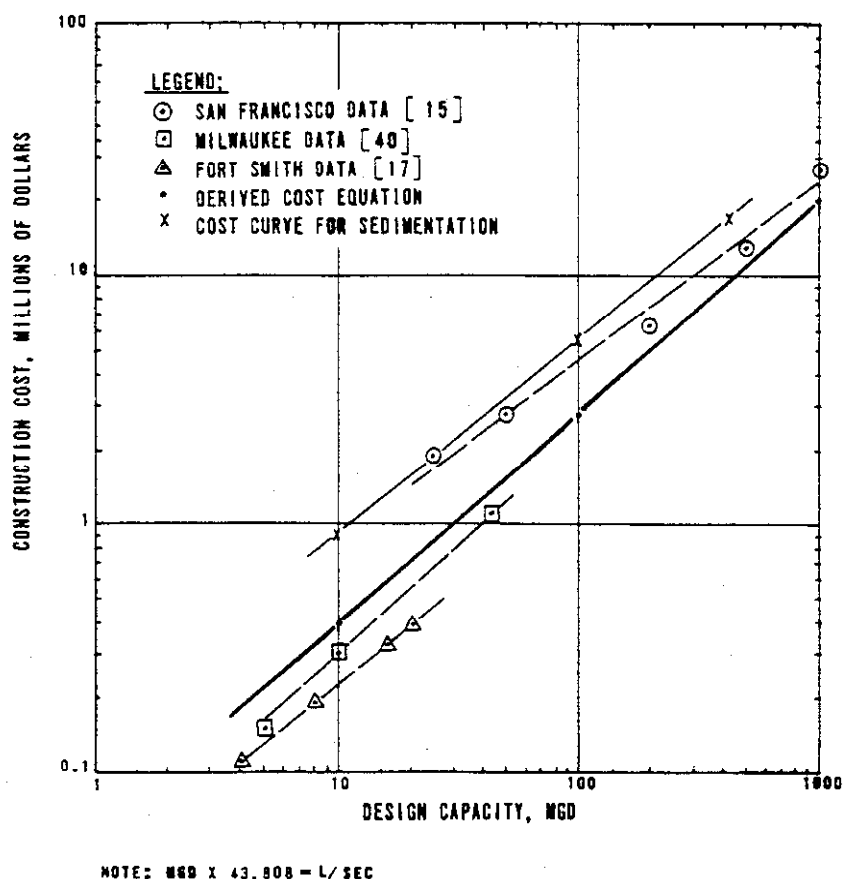


Lager and Smith (1974) angiver anlægsomkostninger som funktion af anlægskapaciteten, Figur 2.14

Mht. anlægsomkostninger anfører Rhodes Technology Corporation (1970), at flotation for en dimensionsgivende vandføring under ca. $0,35 \text{ m}^3/\text{s}$ er billigere end sedimentation.

Driftsomkostninger har ifølge Lager et al. (1977) varieret fra 0,013-0,059 USD pr. m^3 spildevand behandlet, inklusive forbehandling.

Figur 2.14
 Anlægsudgifter for
 flotationsanlæg,
 (Lager and Smith, 1974)



Procesbeskrivelse

2.1.3 Sining

Ved sining fjernes suspenderede partikler uafhængig af disses massefylde ved at lade væskemeditet passere en rist, en plade forsynet med huller, et net eller en dug. Lager and Smith (1974) angiver følgende klassifikation af sier efter størrelse af åbningen:

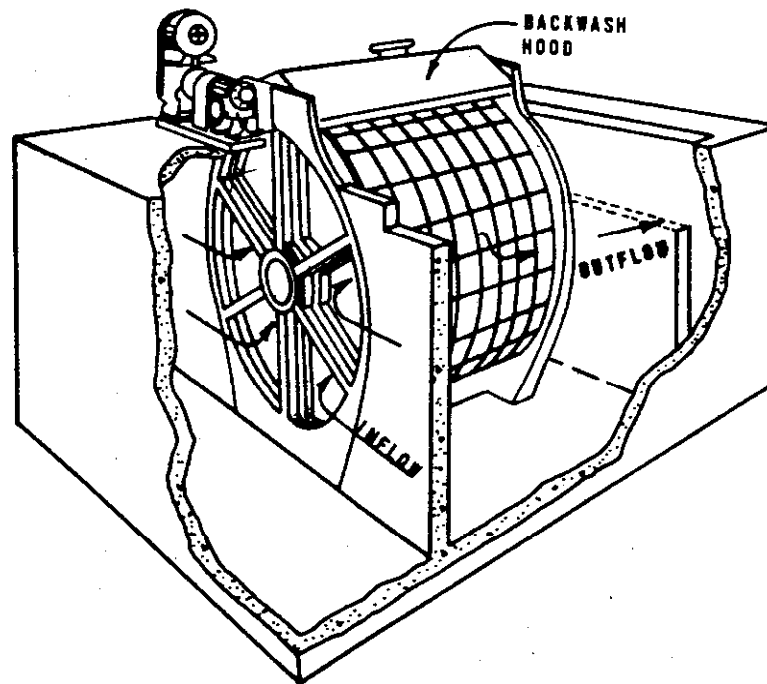
- riste (> 25mm)
- grovsier (5-25mm)
- finsier (0,1-5mm)
- mikrosier (15µm-100µm)

På grund af tilstedeværelsen af forholdsvis små partikler i afstrømmet regnvand, vil sining kun være relevant i forbindelse med fjernelse af suspenderede partikler i opspædet spildevand. Hvad angår riste og grovsier, har disse ikke været specifikt undersøgt i forbindelse med rensning af opspædet spildevand, men vil kunne tjene samme formål som ved spildevandsrensning, (Lager and Smith, 1974). Finsier - såvel roterende som statiske - kan benyttes i en forbehandlingsproces, hvorimod mikrosierne (roterende) vil kunne finde anvendelse ved en egentlig rensning af overløbsvand. Det skal endvidere bemærkes, at riste og grovsier kan fjerne stoffer, der ellers vil kunne resultere i en æstetisk forurening af recipienten.

En mikrosi består af en tromle, der roterer med langsom hastighed (4-7 omdrejninger pr. minut) om en horisontal akse, figur 2.15. Tromlen er på cylinderoverfladen forsynet med et fintmasket stålnet og anbragt i en beholder; 2/3-3/4 af tromlen er neddykket. Spildevandet tilføres tromlens indre og passerer således indefra og ud gennem nettet. Det tilbageholdte

partikulære stof løftes under tromlens bevægelse op og nedvaskes af vandstråler under tryk fra dyser anbragt uden for tromlen. Det opkoncentrerede spildevand transporteres gennem tromlen og eksempelvis videre i afløbssystemet.

Figur 2.15
Skematisk opbygning af
en mikrosi,
(Lager and Smith, 1974)



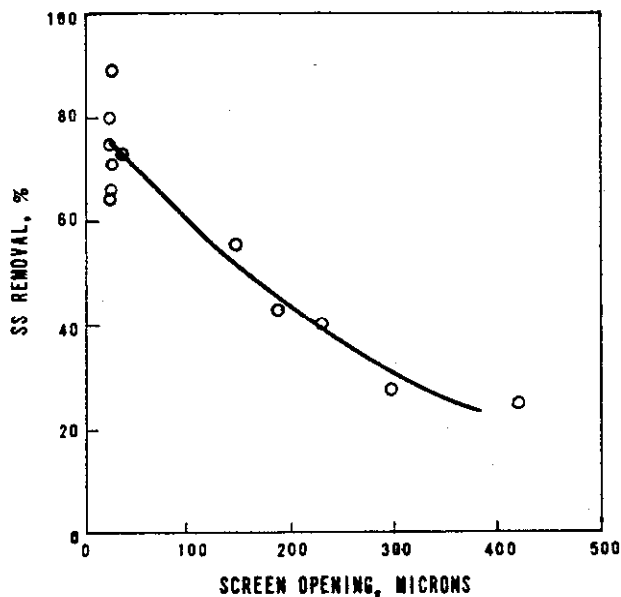
Rensegrader og erfaringer

Renseeffektiviteten af en mikrosining påvirkes bla. af følgende to forhold:

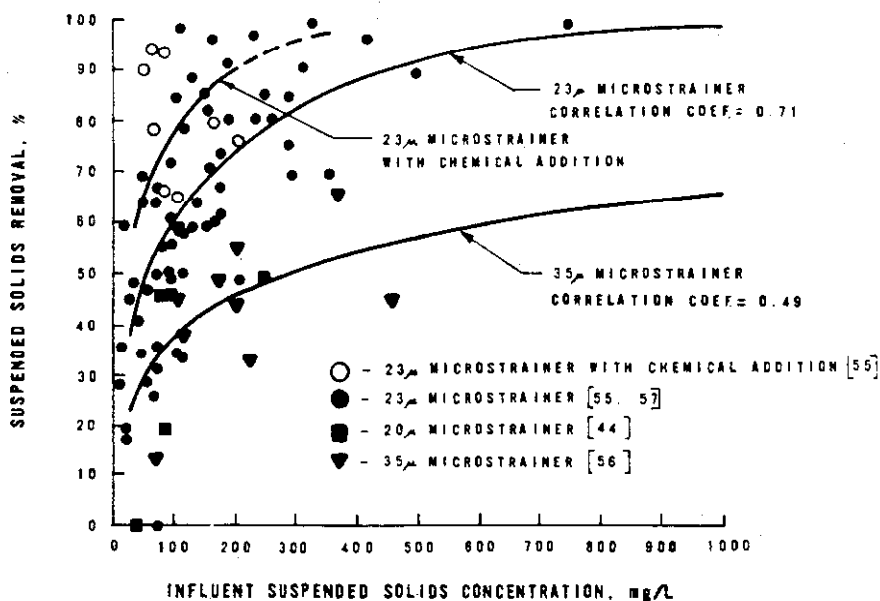
- tilbageholdelse af partikler på nettet.
- tilbageholdelse af mindre partikler på det oprindeligt afsatte lag.

Primært regulerende bliver derfor finheden af nettet, figur 2.16, men også indløbskoncentrationen spiller åbenbart en stor rolle, figur 2.17.

Figur 2.16
 Eksempel på fjernelse
 af suspenderet stof
 som funktion af tromlenettes
 åbning, (Lager and
 Smith, 1974)



Figur 2.17
 Fjernelse af suspenderet
 stof som funktion af netåbning
 og indløbskoncentration,
 (Lager et al., 1977).



Lager et al. (1977) angiver, at en væsentlig del af de tilbageholdte partikler er mindre end netåbningen, hvorfor tilbageholdelse på det allerede afsatte lag antages at spille en væsentlig rolle.

Mikrosier fjerner typisk 70% SS og 60% BOD₅; finsier tilsvarende 40% SS og 15% BOD₅, (Glover and Yatsuk, 1970 samt Lager and Smith, 1974). Disse størrelser er imidlertid underkastet store variationer bla. afhængig af spildevandets karakter. Aluminium- og jernsalte vil kunne øge stoffjernelsen og formentlig også gøre denne mere stabil.

Diaper and Glover (1971) har undersøgt mikrosining som forbehandling for desinfektion (ozonering og chloring). De finder, at mikrosining - evt. pga. at større bakteriekolonier desintegreres - vil kunne give forøgelse af det målte E. coli-tal.

Dimensionering

Typiske dimensioneringsgivende data for en mikrosi er anført i tabel 2.4. Det skal bemærkes, at dimensionering ikke udelukkende og ukritisk kan finde sted på basis af fluxen gennem sien. Bla. spildevandstypen må tages i betragtning.

Tabel 2.4

Anbefalede data til brug for dimensionering af mikrosier til rensning af overløbsvand (Lager and Smith, 1974)

Netåbning* (μm)	23-35
Netmateriale:	rustfast stål
Tromlehastighed (omdr. pr. min.)	
- Maksimalværdi	5-7
- Område	0-max. værdi
Overfladeflux for neddykket netdel ($\text{l/m}^2 \cdot \text{s}$)	
- Lavrateproces	3,4-6,8
- Højrateproces	15-35
Tryktab (cm vandsøjle)	15-60
Tromleled nedsænket (%)	60-80
Spuling, vol. af indløb (%)	<0,5-3
Tryk (kg/m^2)	2,8-3,5

* ved forbehandling 150-420 μm (finsi)

Driftsforhold

Lager and Smith (1974) angiver, at der i USA er mange mikrosier i funktion. Typiske problemer med disse forekommer i form af tillukning af filterdugen.

Driftsmæssige problemer i form af tillukning af netåbningen pga. olie og fedt er blevet løst ved tilsætning af detergenter til spulevandet, (Lager et al., 1977). Endvidere har bestråling med ultraviolet lys kunnet forhindre vækst af mikroorganismer i systemet.

Automatisk styring af en mikrosi vil kunne gennemføres ved at lade såvel rotationshastighed som spuling være afhængig af trykfaldet over filternettet.

Økonomi

Lager and Smith (1974) angiver meget store variationer i anlægskostninger for mikrosier inden for de af dem undersøgte projekter. Årsagen angives at være de store variationer i den aktuelle overfladeflux. Regnes med 20 $\text{l/m}^2\text{s}$, anføres en anlægskostning på ca. 250 USD pr. l/s for behandling af overløbsvand.

Driftomkostninger angives at variere mellem 0,0013 og 0,0026 USD pr. m^3 spildevand behandlet under forudsætning af en årlig driftstid på 300 timer.

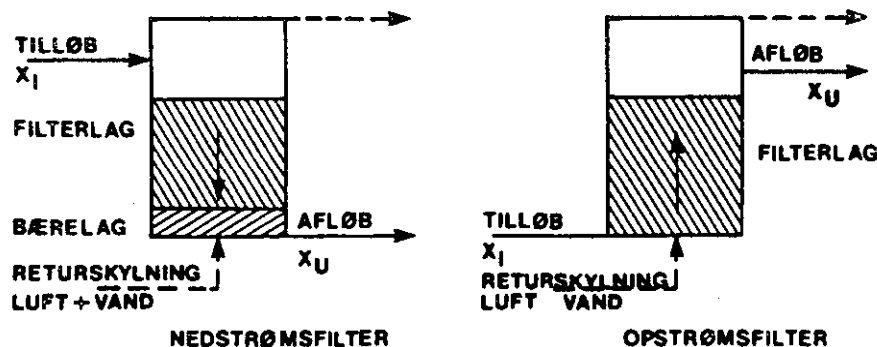
2.1.4 Højratefiltrering

Ved filtrering sker fjernelse af det suspenderede stof i et nedstrøms- eller et opstrømsfilter, typisk i førstnævnte, (Henze, 1980), figur 2.18.

Procesbeskrivelse

Figur 2.18

Nedstrøms- og opstrømsfilter til filtrering af overløbsvand eller afstrømmet regnvand, (Henze, 1980)



Det enkelte filter virker diskontinuerligt, idet filteret efter en vis tid (gangtiden) må returskylles. Et nedstrømsfilter har nederst et bærelag med en maskevidde afpasset efter filtermediets kornstørrelse. Filteret er typisk to-lags med eksempelvis antracit (ca. 4 mm partikler) øverst og eksempelvis sand (ca. 2 mm partikler) nederst. Returskylning sker typisk med en blanding af vand og luft, og skyllevandet, der indeholder det frafiltrerede slam, kan eksempelvis ledes til den videreførende ledning. Filtrering kan foretages på såvel overløbsvand som afstrømmet regnvand. Filtrering kan evt. etableres som en efterbehandling i forbindelse med eksempelvis en grovsivning, og anvendelse af flokkuleringsmidler vil kunne øge stoffjernelsen i filteret. Lee et al. (1972) angiver på basis af laboratorieforsøg, at forbehandling af overløbsvand er nødvendig for at undgå filtertilstopning.

Lager and Smith (1974) samt Nebolsine et al. (1972) vurderer filtrering som mulig rensemetode for overløbsvand på følgende måde:

- Fordele er relativ god renseseffekt, mulighed for automatiseret drift og ringe arealbehov.
- Ulemper er høje omkostninger og opbevaringsfaciliteter for skyllevand.

Rensegrader og erfaringer

Innerfeld et al. (1979) har gennemført pilotforsøg med filtrering af overløbsvand i et system bestående af en roterende si med maskevidde 420 μm efterfulgt af et nedstrømsfilter (diameter 0,76 m) med 150 cm antracit (3,85 mm) over 46 cm sand (2 mm). Gennemsnitligt blev der med en hydraulisk overfladebelastning på 40 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ fjernet 61% SS over filteret og totalt 66% over det samlede system svarende til en udløbskoncentration på 62 mg SS/l. BOD og COD fjernelsen over filteret var henholdsvis 32 og 42%. Tilsætning af kationpolymer (1-2 mg/l) og aluminiumsalte (17-35 mg/l) forbedrede fjernelsen i filteret til 72% for SS, 40% for BOD og 50% for COD.

Fjernelsen af det suspenderede stof forventes at afhænge af koncentrationen i tilløbet, fordi der typisk observeres forholdsvis konstant udløbskoncentration (Innerfeld and Ruggiero, 1980).

Ved laboratorieforsøg med ultra-højrate filtrering opnåede Lee et al. (1972) 90% fjernelse af SS og 70% fjernelse af partikulært BOD₅. Disse forsøg er gennemført med en hydraulisk overfladebelastning på 35-70 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$.

Dimensionering

To faktorer antages ifølge Lager and Smith (1974) at være af afgørende betydning for dimensionering af filtre: Overfladefluxen og typen af det suspenderede stof. Fjernelse af SS findes at være bedre for inert materiale (diskrete og ikke kompressible partikler) end for organisk stof (kompressible partikler). Førstnævnte type vil kunne klare en hydraulisk overfladebelastning på op til $75 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, mens sidstnævnte vil ligge i intervallet $10\text{-}25 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$.

Henze (1980) resumerer på basis af et litteraturstudium dimensionsgivende parametre, Tabel 2.5. Innerfeld and Ruggiero (1990) angiver, at der kan regnes med tilbageholdelse af ca. $22 \text{ kg SS}/\text{m}^2$ filterareal.

Tabel 2.5

Dimensionsgivende parametre for to-lags filter til behandling af overløbsvand og afstrømmet regnvand (Henze, 1980).

Parameter		Overløbsvand	Regnvand/sep.
Hydraulisk overfladebelastning	$\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$	10-20	20-50
Hydroantracit, eff. kornstørrelse	mm	2-4	3-5
Lagtykkelse	m	0,3-0,6	0,6-0,9
Sand			
Eff. kornstørrelse	mm	1-2	2-3
Lagtykkelse	m	0,3-0,5	0,5-0,8
Hydraulisk overfladebelastning			
Retursylning	$\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$	40-60	40-60
Skyllvandsmængde	%	5-10	3-7
Gangtid	h	2-6	3-10

Driftsforhold

Fuldstændig fluidisering af filteret er nødvendig for opnåelse af en effektiv returskylning (Innerfeld and Ruggiero, (1980); endvidere bør trykket over filteret kunne reguleres for at undgå utilsigtet ødelæggelse af partikler og udskylning af det suspenderede stof under drift.

Der er ikke i den tilgængelige litteratur fundet eksempler på fuldskalaanlæg for filtrering af overløbsvand eller afstrømmet regnvand.

Økonomi

Innerfeld et al. (1979) har beregnet, at anlægsomkostningerne for et filteranlæg vil være $14,6 \text{ USD (1977) pr. m}^3 \text{ pr. døgn}$, forudsat at anlægget er meget stort. De årlige amortiserings- og driftsomkostninger vil for et anlæg til behandling af $1,1 \text{ m}^3/\text{s}$ af opspædt spildevand være ca. 240.000 USD . Det angives, at disse omkostninger gør filtrering konkurrencedygtig sammenlignet med sedimentation, flotation og sining.

2.1.5 Stoffjernelse i plantebaserede økosystemer - laguner og vådområder

Indledning

Fjernelse og omsætning af stofindholdet i afstrømmet regnvand fra byoverflader og veje vil kunne finde sted i såvel naturlige som kunstige økosystemer. Af hensyn til såvel almindelig naturbeskyttelse som til økosystemets udformning for optimal stoffjernelse, vil kun kunstige økosystemer blive omtalt.

Man kan forestille sig en mangfoldighed af typer vedrørende udformning af kunstige økosystemer til stoffjernelse fra regnafstrømningen. Følgende typeinddeling kan betragtes som overordnet:

- Tørre bassiner:

Bassinerne tømmes fuldstændigt efter hver regnafstrømningshændelse og ligger således tørre mellem regnhændelserne. Disse bassintyper giver god magasineringskapacitet, men en forholdsvis ringe stoffjernelse, (Urbonas, 1984 a). Bassinerne skal derfor ikke omtales videre i det følgende.

- Laguner (våde regnvandsbassiner):

Bassinerne udformes med et permanent vandspejl og får derved også i tørvejrperioder et sølignende udseende. Bassinerne kan evt. forsynes med et filter i bunden. Plantevæksten i en lagune vil udgøre et væsentligt element med henblik på stoffjernelse. Urbonas (1984a) nævner således, at staten Maryland, USA har vedtaget, at alle regnvandsbassiner, der etableres med henblik på stoffjernelse, skal være udformet med permanent vandspejl.

- Vådområder:

Et vådområde kan betragtes som en overgang mellem et land- og et vandområde. Vandstanden i vådområder vil forhindre udvikling af typiske landplanter fra mark og skov. Der er en glidende overgang mellem et vådområde og en lagune. En vandstand på 40-60 cm vil typisk skabe et sølignende miljø og dermed et lagunesystem.

- Overrislingsanlæg og grøftsystemer:

I et overrislingsanlæg eller en grøft ledes regnvandet typisk over eller gennem en græsdekke, svagt skrånende overflade. Krav om høj fjernelsesgrad for forurenende stoffer i regnafstrømningen kræver en hydraulisk opholdstid, som giver mulighed for, at de ønskede fysiske, kemiske og biologiske processer kan finde sted i ønsket grad, (Yousef et al., 1987). Med en vanddybde, der typisk er nogle få cm, og et krav om en hydraulisk opholdstid på minimum ca. 1 døgn er det klart, at arealkravet bliver stort. Muligheden for at anvende overrislingsanlæg eller grøfter som eneste løsningsmetode er derfor ikke relevant. Disse økosystemtyper vil derfor ikke yderligere blive behandlet.

Laguner og vådområder bliver derfor de tilbageblevne realistiske muligheder for stoffjernelse i regnafstrømningen. Den litteraturmæssige baggrundsviden samt vurderingen heraf har for disse to typer tidligere været publiceret af samarbejdspartnerne i denne undersøgelse, (COWIconsult, 1989 samt COWIconsult, 1990).

Der skal derfor i det følgende kun gives et forholdsvis kortfattet resumé vedrørende resultatet af disse undersøgelser, og der vil normalt kunne henvises til de nævnte to rapporter, hvor baggrundslitteraturen samt yderligere uddybende information vil være anført.

Procesbeskrivelse

I forbindelse med laguner og vådområder vil stoffjernelsen være betinget af såvel fysiske, kemiske som biologiske processer. Den partikulære fraktion vil kunne fjernes ved sedimentation og adsorption, og opløste stoffraktioner vil kunne akkumuleres gennem planteoptag, (Meyer, 1985). Stofcyklerne i økosystemerne er væsentlige for disses stoffjernende effektivitet. Eksempelvis vil planteoptagne stoffer kunne frigives ved planternes henfald eller varigt blive akkumuleret i sedimentet i forbindelse med ikke omsat organisk stof og evt. senere overgå i den uorganiske sedimentmatrix. Disse forhold vil afhænge af såvel klimatiske forhold som biologisk aktivitet. Som hovedregel vil det imidlertid gælde, at fjernelse af den partikulære fraktion ved sedimentation og adsorption er den væsentligste årsag til systemernes stoffjernende virkning. Planterne i systemerne spiller imidlertid en væsentlig rolle i denne forbindelse i form af at skabe rolige sedimentationszoner, ved at virke som adsorptionsoverflader for især de små partikler og ved at undertrykke produktionen af de svævende alger (produktion af små partikler).

Den stoffjernende effektivitet kan være meget forskellig fra det ene system til det andet, idet systemerne kan fungere vidt forskelligt.

Det er derfor vigtigt at tage hensyn til nogle fundamentale forhold ved udformning og dimensionering. Det er tilsvarende vigtigt at være klar over, at de hydrauliske og stofmæssige karakteristika vil variere meget fra den ene hændelse til den anden. Dette forhold må nødvendigvis afspejle sig i en tilsvarende variation i fjernelsesgraden.

Der er i tabel 1.6 peget på det ønskelige i især at kunne fjerne fosfor og tungmetaller i regnafstrømningen fra separatsystemer og veje. Fjernelse af disse forbindelser i laguner og vådområder vil kunne finde sted gennem fjernelse af såvel den partikulære stoffraktion som ved optagelse af opløst stof i planterne.

Under forudsætning af at nogle grundlæggende udformnings- og dimensioneringsmæssige forhold er overholdt, kan der ikke peges på reelle forskelle i mulige procesforløb for laguner og vådområder. Det skal derimod bemærkes, at vådområder må forventes at fungere bedst under forholdsvis konstant belastning, hvorimod laguner bedre vil være i stand til at reagere på intermitterende vandføringsforhold. En lagune alene eller et system bestående af en lagune og et vådområde som eksempelvis beskrevet af Meyer (1985), Martin (1989) og Wulliman et al. (1989) må derfor forventes at være det bedste udgangspunkt for etablering af et kunstigt økosystem for rensning af stoffer i regnafstrømningen.

Rensegrader og erfaringer

Det er i forbindelse med vurdering af rensegrader afgørende samtidigt at tage hensyn til, om det aktuelle system er hensigtsmæssigt udformet og dimensioneret. Den amerikanske miljøstyrelse (USEPA) har i sit "Nation-wide Urban Runoff Program" undersøgt stoftilbageholdelsen i et større antal laguner, (NURP, 1983), tabel 2.6. Det bemærkes bla., at grunden til at lake Ellyn og lake Waverly Hills har høje rensegrader kan være, at de begge aldrig bliver tørre mellem regnhændelserne og tillader lang opholdstid af regnvand. Forholdet mellem bassinvolumen og volumen af middelregnen er således for de to systemer henholdsvis 10,7 og 7,6. Resultaterne fra disse to laguner er baseret på henholdsvis 23 og 29 regnhændelser. Yderligere information fra Hvitved-Jacobsen and Yousef (1988) samt COWIconsult (1989) er givet i tabel 2.7 og figur 2.19.

Tabel 2.6

Rensegrader for regnafstrømning i laguner, (NURP, 1983). Rensegraderne er angivet som gennemsnitlig reduktion for vandføringsvægtet middelmiddelt koncentration (EMC). Tal anført i parentes angiver negativ fjernelse.

	TSS	BOD	COD	TP	SP	TKN	NO ₃	Cu	Pb	Zn
Lake Ellyn (Chicago)	92	-	64	61	62	-	82	88	91	87
Waverly Hills (Lansing)	87	52	52	69	56	30	54	53	93	58
Grace Street S (Lansing)	22	4	(3)	6	0	(5)	(20)	25	14	7
Grace Street N (Lansing)	(6)	(26)	15	(10)	(26)	10	(1)	(9)	39	(9)
Pittsfield-AA (Ann Arbor)	38	17	23	28	(2)	11	8	-	59	22
Swift Run (Ann Arbor)	83	11	(4)	(38)	21	21	77	-	86	-
Traver Creek (Ann Arbor)	2	(66)	13	38	63	19	28	-	-	-
Westleigh (WASHCOG)	82	-	32	59	70	20	28	10	-	9
Burke Pond (WASHCOG)	21	-	23	54	67	14	79	(5)	-	(49)
Stedwich (WASHCOG)	63	-	41	11	(4)	9	13	19	-	42
Lake Ridge (WASHCOG)	(47)	-	6	1	8	6	12	17	26	10
North Avenue (Denver)	13	-	-	(6)	(29)	(32)	16	27	23	17

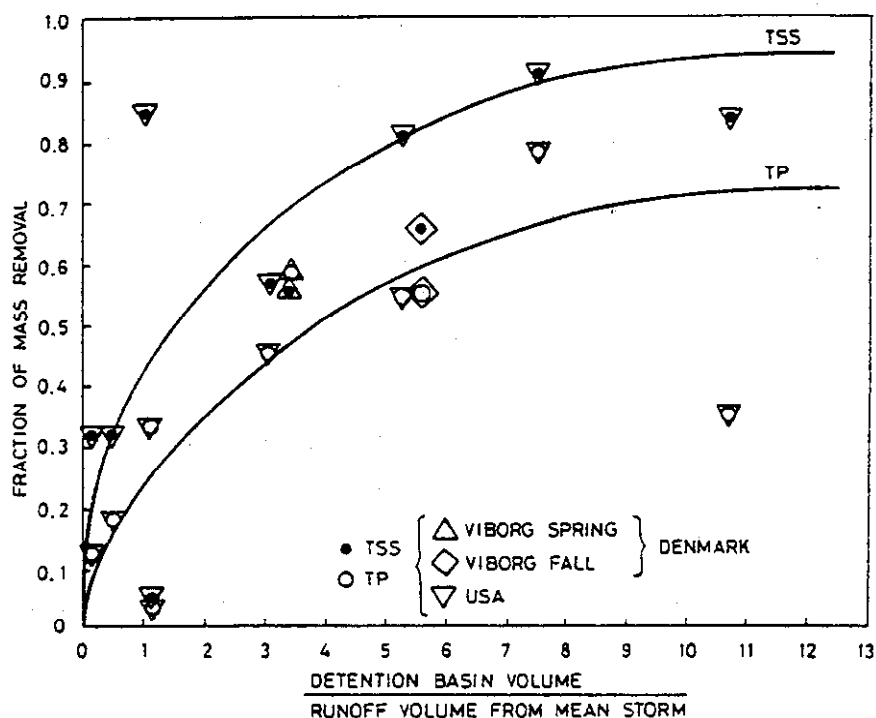
Tabel 2.7

Rensegrader i lagunesystemer for SS og tot-P angivet på massebasis, (Hvidved-Jacobsen and Yousef, 1988). V_B/V_S angiver forholdet mellem bassinvolumen og middelværdi af afstrømmet vandvolumen.

Site	No. of storms	V_B/V_S	% Mass removal		Reference
			TSS	TP	
<i>U.S.A</i>					
Lansing, Mich.					
Grace St. S	18	0.17	32	12	U.S.EPA (1986)
Ann Arbor, Mich.					
Pitt-AA	6	0.52	32	18	
Traver	5	1.16	5	34	
Swift Run	5	1.02	85	3	
Long Island, NY					
Unqua	8	3.07	60	45	
Washington, D.C					
Westleigh	32	5.31	81	54	
Lansing, Mich.					
Waverly Hills	29	7.57	91	79	
N. Illinois					
Lake Ellyn	23	10.70	84	34	
<i>Denmark</i>					
Viborg					
Summer/spring	5	3.40	56	58	Hvidved-Jacobsen et al. (1987)
Fall	5	5.56	66	55	

Figur 2.19

Rensegrader i lagunesystemer for SS og Tot-P på massebasis som funktion af forholdet mellem bassinvolumen og middelværdi af afstrømmet vandvolumen. Resultater fra de danske undersøgelser (Hvitved-Jacobsen, 1989) er sammenlignet med tilsvarende resultater fra i alt 8 forskellige systemer i USA.

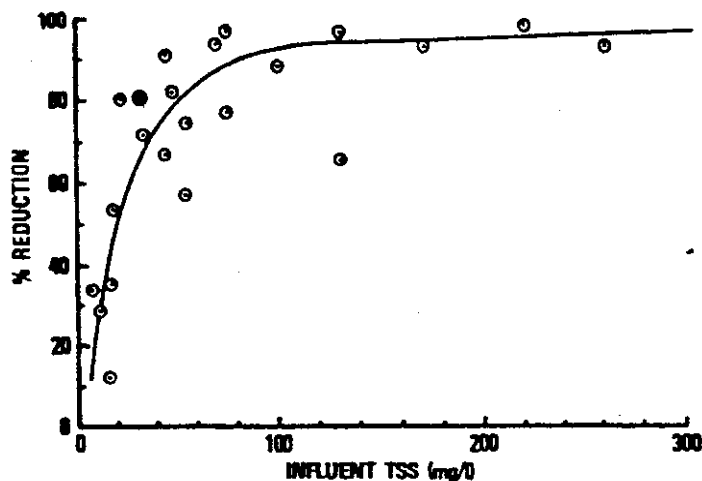


Som det fremgår af tabel 2.7 og figur 2.19 har et lagunesystem i Viborg været undersøgt med henblik på fjernelse af SS og tot.P (Hvitved-Jacobsen et al., 1987 og Viborg kommune, 1988). Tungmetalfjernelsen (Zn, Cd, Pb og Cu) i lagunen blev ligeledes undersøgt; den varierede mellem ca. 45 og 90%, lavest for Zn og højst for Pb.

Rensegraden i en lagune eller et vådområde må forventes at være afhængig af indløbskoncentrationen. I figur 2.20 angives således som eksempel rensegraden for regnvand i Waverly Hills lagunen som funktion af indløbskoncentrationen af suspenderet stof, (NURP, 1983).

Figur 2.20

Reduktion af SS i Waverly Hills lagunen som funktion af tilløbskoncentrationen, (NURP, 1983)



Med baggrund i litteraturundersøgelser skønner COWiconsult (1989) at de i tabel 2.8 anførte rensegrader vil kunne opnås. Der er en række forudsætninger knyttet hertil, bla. en mindste tørvejsperiode som dimensioneringsgrundlag for bassinvolumenet på ca. 3 døgn for bassiner af type 1

(permanent vandfyldte bassiner med beplantning af sumplanter og horisontal vandgennemstrømning) og type 3 (permanent vandfyldte bassiner bevokset med sumplanter og med vertikal vandgennemstrømning gennem sandfilterbund). I vådområder forudsættes en maksimal vandspejlsstigning på ca. 10 cm. Det påpeges, at rensegraderne vil påvirkes af så mange faktorer, at en generalisering er vanskelig.

Tabel 2.8

Skønnede, potentielle rensegrader for afstrømt regnvand, jf. tekst (COWIconsult, 1989).

Stof*	Bassin, type 1		Bassin, type 3		Naturligt vådområde	
	(%)	(mg/m ² ·d)	(%)	(mg/m ² ·d)	(%)	(mg/m ² ·d)
SS	50-90	-	70-100	-	70-90	2000
P	50-75	10-100	15-30	2-10	70-90	24-100
Me**	50-90	-	50-90	-	50-90	-

* Lave %-værdier svarer til lave indløbskoncentrationer, jf. Figur 2.20.

** Renseeffekten afhænger af type af tungmetal.

Et vidt spektrum af stoffer vil kunne fjernes i laguner og vådområder. Foruden COD, næringssalte og tungmetaller anføres Latimer et al. (1986) muligheden for fjernelse af mineralolier og i mindre grad også PAH.

Dimensionering

Der er generel enighed om, at det grundlæggende princip for dimensionering af laguner og vådområder bør baseres på opnåelse af en tilstrækkelig opholdstid for regnvandet. For sådanne systemer er der i COWIconsult (1990) angivet et dimensioneringsgrundlag baseret på opnåelse af en mindste tørvejrperiode for det afstrømmede regnvand i et bassin for fjernelse af den partikulære fraktion og en årlig middelarealbelastning for fjernelse af opløst stof (fosfor).

Opholdstiden for regnvandet i laguner og vådområder påvirker graden af stoffjernelse. Det vil næppe være muligt at angive relationerne mellem disse nøjagtigt, men der peges i litteraturen på størrelsesordener af en mindste tørvejrperiode på 1-3 døgn for opnåelse af rimeligt høje rensegrader, jf. værdierne i tabel 2.7, (Urbonas et al., 1984b og Hvitved-Jacobsen et al., 1984). Baseret på hydrauliske opholdstider er der set forslag gående på ca. 14 dage, (Hartigau, 1989 samt Livingston, 1989). Dimensionering efter opnåelse af en mindste tørvejrperiode for regnvandet i et bassin og ikke en mindste hydraulisk opholdstid er begrundet i at en ønsket fjernelse af de små og forureningsmæssigt væsentlige partikler kan ske i en forholdsvis lang og sammenhængende tørvejrperiode.

Implementeringen af princippet om opnåelse af ønsket stoffjernelse i en lagune kan ske på forskellig vis:

- Overfladearealet af lagunen sættes i relation til regnafstrømningens årsmiddelværdi ud fra et erfaringsgrundlag.
- Volumet af lagunesystemet udgør en vis procentdel af det befæstede oplandsareal. Eksempelvis anfører USEPA (1986) et volumen på 100-200 m³ pr. reduceret ha.

- Det nødvendige volumen af en lagune bestemmes ud fra årsmiddelværdien af det afstrømmede regnvolumen baseret på en empirisk relation som eksempelvis vist i Figur 2.19.
- Nødvendigt volumen i lagunen bestemmes ud fra en ønsket mindste tørvejsperiode mellem to på hinanden følgende regnbegivenheder af en vis mindste regndybde. Bestemmelse af volumen for lagunen angives således ud fra en beregnet sammenhæng baseret på en given regnserie, hvorved gentagelsesperioden for overskridelse af tørvejsperioden indgår. Ifølge dette kriterium vil det resulterende permanente bassinvolumen være 220-250 m³/red. ha. Princippet er beskrevet i COWIconsult (1989), Viborg kommune (1988), Hvitved-Jacobsen and Yousef (1988), Hvitved-Jacobsen et al. (1989) samt Hvitved-Jacobsen (1990).
- Ud fra en forventet sammenhæng mellem stoffjernelse og opholdstid (eksempelvis en 1'ordens proces) samt et kendskab til vandtransporten gennem lagunen, vil man på basis af en given regnserie beregningsmæssigt kunne bestemme en sammenhæng mellem bassinvolumen og rensegrad. En sådan beregning er ikke hidtil blevet gennemført.

Der er ud over det rent dimensioneringsmæssige en række forhold at iagttage ved udformningen af laguner for at kunne opnå ønsket rensning. I Urbonas and Ruzzo (1986), Ellis (1989), Livingston (1989) samt Hvitved-Jacobsen (1990) angives bla. følgende:

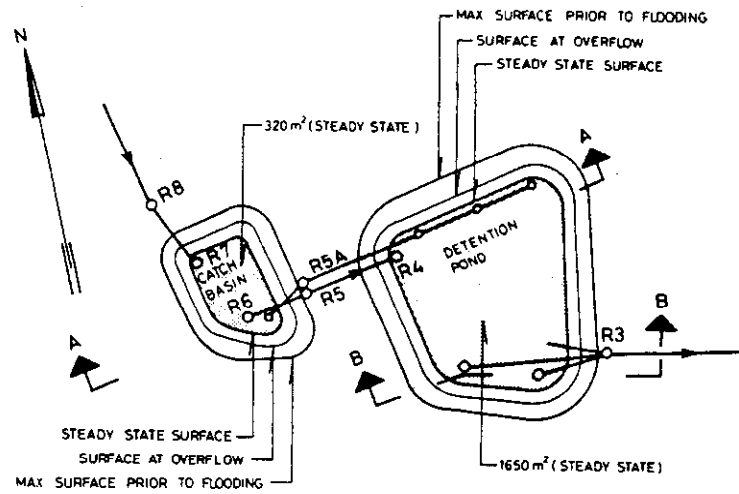
- Vanddybden og vanddybdevariationerne bør fastlægges bla. af hensyn til opretholdelse af ønsket høj iltkoncentration.
- Eutrofiering og beplantning.

Beplantning er væsentlig af hensyn til opnåelse af gunstige sedimentationszoner, undertrykkelse af væksten af de svævende alger, planteoptag af næringssalte samt af hensyn til rekreativ værdi. Eksempelvis bør mindst 30 % af lagunearealet have en så lav vanddybde, at plantevækst er mulig.

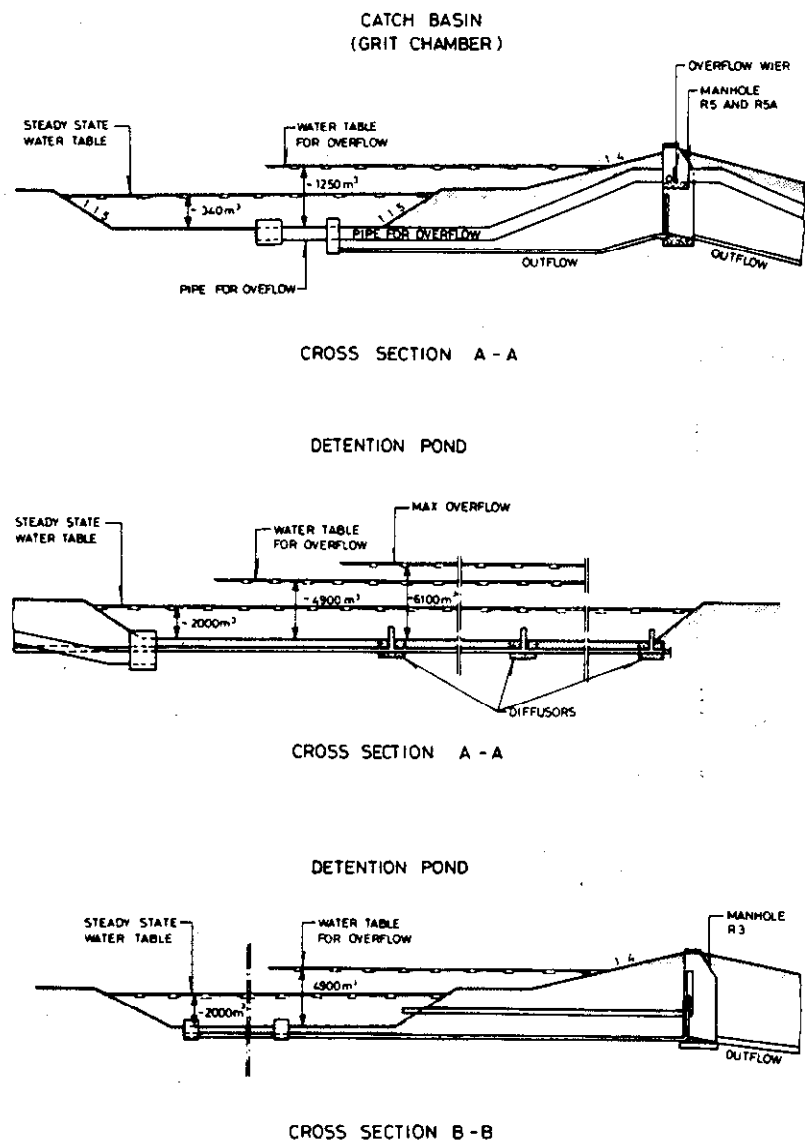
- Etablering af et sandfang.
- Opretholdelse af langsgennemstrømning ved bla. at udforme bassinet med et længde/bredde-forhold på 2-4. Desuden kan der med konstruktive tiltag tages hensyn til opretholdelse af lav turbulens ved tilløbs- og udløbsbygværkerne.
- Af hensyn til opretholdelse af et permanent vandspejl må det overvejes at forsyne bassinet med ler- eller plastrmembran.

I figur 2.21 og 2.22 angives skitse-mæssigt udformningen af en lagune etableret i Viborg kommune.

Figur 2.21
 Lagune etableret i Viborg,
 Hvitved-Jacobsen (1990)



Figur 2.22
 Lagune etableret i Viborg,
 Hvitved-Jacobsen (1990).



Det skal til slut bemærkes, at laguner kan indgå i rekreative områder og således mht. udformning evt. må rette sig efter lokale ønsker og krav.

Driftsforhold

Et lagunesystem må konstrueres således, at vedligeholdelse og drift holdes på et minimum. Baseret på erfaring kan følgende anbefales som et udgangspunkt:

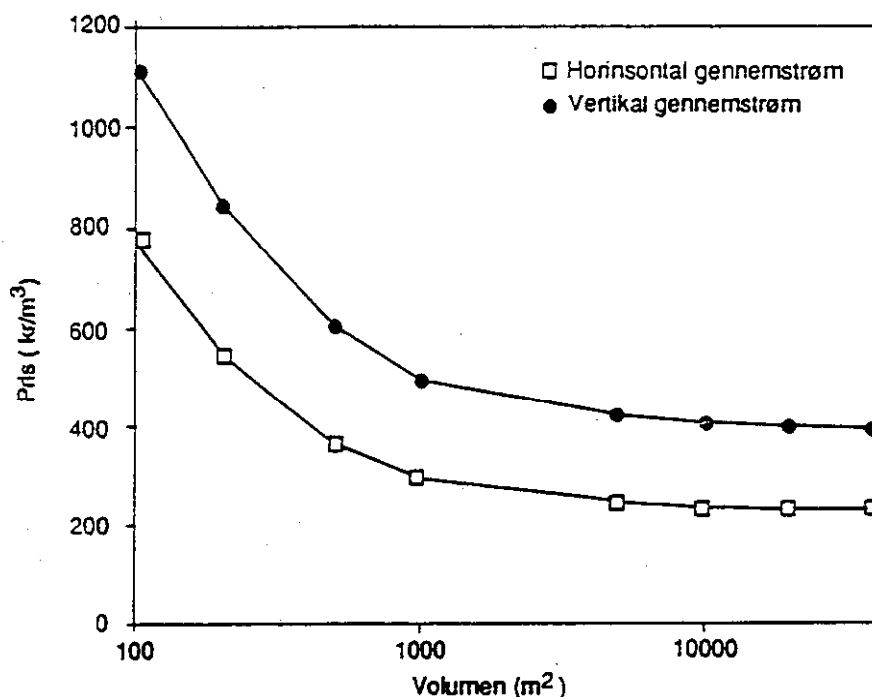
- Sandfanget skal tømmes mindst hvert andet år. Der bør derfor være let adgang til dette med køretøjer.
- Forudsat at sedimenttilvæksten i lagunen er 0,5-1 cm/år, bør sedimentet fjernes med tidsintervaller på 10-20 år.

Økonomi

Der er i COWIconsult (1989) foretaget beregning af anlægsøkonomi for laguner. Der henvises her til figur 2.23.

Figur 2.23

Priser for bassiner med vertikal og horisontal gennemstrømning (entrepriserudgifter excl. moms og tillæg), januar 1989, (COWIconsult, 1989).



2.2 Fysisk-kemiske rensemetoder

Ved en fysisk-kemisk renseproces kombineres i princippet en fysisk og en kemisk proces med det formål at opnå et gunstigt rensresultat. En fysisk-kemisk renseproces kan i princippet tænkes benyttet i forbindelse med rensning af såvel opspædet spildevand som afstrømmet regnvand, men er i litteraturen kun omtalt i førstnævnte tilfælde. Typisk vil metoden bestå i, at man tilsætter en jern-, aluminium- eller calciumforbindelse til spildevandet og fjerner det udfældede stof ved eksempelvis sedimentation, flotation eller højratefiltrering. I afsnit 2.1 er disse metoder refereret, og det er i flere tilfælde nævnt, at rensresultatet vil kunne forbedres ved kemikalietilsætning. Særlig vigtigt kan dette være i forbindelse med eksempelvis intensiv fosforfjernelse (flotation). Endvidere vil kemikalietilsætning kunne forøge fjernelsen af eksempelvis TS og BOD som vist af Nakamura et al. (1987).

Der er kun en gradsforskel mellem at benytte kemikalietilsætning som et hjælpestof for at forbedre koagulerings- og flokkuleringsegenskaberne af det suspenderede stof og at foretage kemikalietilsætning for at opnå et rensresultat, hvorved der eksempelvis samtidigt fjernes fosfor. Fysisk-kemiske rensemetoder skal derfor heller ikke omtales separat, men der henvises til relevante metoder refereret i afsnit 2.1, evt. suppleret med Lager and Smith (1974) samt Weisman and Field (1982).

2.3 Biologiske rensemetoder

Procesbeskrivelse

Biologisk rensning kan være relevant i forbindelse med overløbsvand og ikke afstrømmet regnvand. I modsætning til de rent fysiske rensemetoder, der kun fjerner bioomsætteligt stof i form af tilknytning til den partikulære stoffraktion, er der ved en biologisk metode mulighed for at fjerne såvel kolloid som opløst stof.

Ved en biologisk proces vil en del af det organiske stof omsættes til biomasse, der eksempelvis kan fjernes ved sedimentation. Typisk vil man vælge en aerob proces, men anoxisk eller anaerob omsætning vil være mulig.

Forudsætningen for, at en biologisk metode kan anvendes ved rensning af overløbsvand, er enten, at biomassen holdes aktiv i perioderne mellem regn- (overløbs-) begivenheder, eller at denne får mulighed for at udvikle sig i forbindelse med den enkelte hændelse. To metoder kan benyttes for at holde biomassen aktiv i perioderne mellem regnbegivenhederne:

- Anlægget for rensning under regn etableres i forbindelse med rensenanlægget for tørvejrsspildevandsstrømmen, og biomassen herfra benyttes, når det påkræves.
- Et eksisterende rensenanlæg har kapacitet til rensning af spildevandsstrømmen under regn og mulighed for at håndtere variationer i såvel vandføring som spildevandskoncentration.

Med hensyn til sidstnævnte mulighed kan det konstateres, at danske rensenanlæg er dimensioneret til en vis rensning af spildevandsstrømmen under regn. Denne mulighed skal ikke nøjere behandles, da den falder uden for definitionen for lokal rensning.

Mere sofistikerede metoder så som aktiv slamanlæg med kontaktstabilisering, filteranlæg og roterende biotromler er nævnt som relevante i forbindelse med rensning af overløbsvand (Lager and Smith, 1974). Samtlige metoder forudsætter en form for magasinering af regnvandet for at undgå hydraulisk overbelastning og udvaskning af biomasse under regn. Metoden anses ikke for relevant under danske forhold, men yderligere information kan findes i Lager and Smith (1974).

Mere simple metoder som aerobe, beluftede og fakultative laguner, der samtidigt kan virke som bassiner for magasinering, forudsætter ikke nødvendigvis tørvejrflow for at fungere under regn. Fundamentale karakteristika for disse lagunesystemer er:

- **Aerobe laguner:**
Forholdsvis lavvandede (jord)bassiner, hvor genluftningen giver den nødvendige ilttilførsel til den mikrobielle omsætning af organisk stof. Sedimenterbart stof fjernes til bassinbunden. Fjernelse af partikulært stof i udløbet (eksempelvis alger) kan ske ved filtrering eller sining.
- **Beluftede laguner:**
Beluftede laguner er dybere end de aerobe, og ilttilførslen sker med enten overfladebeluftere eller diffusorer. Partikulært stof bør fjernes i udløbet, eksempelvis ved efterklaring eller sandfiltrering.
- **Fakultative laguner:**
Disse laguner er forholdsvis dybe, og ilttilførsel til overfladelaget sker normalt ved naturlig genluftning. Lagunerne er i princippet lagdelte: øverst det aerobe lag med algevækst, dernæst en overgangszone og nederst, samt i bundlaget, en anaerob zone. Aerob biologisk omsætning, sedimentation og anaerob stabilisering sker simultant. Det partikulære stof bør fjernes ved eksempelvis efterklaring eller sandfiltrering.

Den mikrobielle stofomsætning i lagunerne vil være størst i en sommerperiode. Tilsvarende vil det være i denne periode, at en given recipientbelastning med bioomsætteligt organisk stof vil have sin største effekt.

Rensegrader og erfaringer

Rensegrader for laguner vil kunne variere stærkt. Den organiske stofbelastning og opholdstiden vil i tid være meget varierende, og produktion af alger vil kunne forøge såvel SS som BOD.

Lager and Smith (1974) angiver følgende målte værdier, tabel 2.9:

Tabel 2.9
Rensegrader for laguner
(Lager & Smith, 1974)

Lagunetype	SS (%)	BOD ₅ (%)
Aerob	÷50-60	÷10-70
Beluftet	75-95	75-95
Fakultativ	50	50-90

Fjernelse af den bakterielle forurening i den fakultative lagune er normalt større end i de andre typer.

Dimensionering

Vedrørende praksis og erfaringer for udformning og dimensionering af laguner kan henvises til den generelle litteratur, bla. Hammer (1977), Tchobanoglous (1979) samt Benefield and Randall (1980). Lager et al. (1977) anfører følgende for laguner til rensning af opspådet spildevand, tabel 2.10:

Tabel 2.10
 Dimensioneringskriterier for laguner for rensning af opspædet spildevand (Lager et al., 1977)

	Aerobe laguner	Belufted laguner	Fakultative laguner
Overfladebelastning med BOD ₅ (g/m ² ·d)	2-6	10-100	1,5-10
Dybde (m)	0,6-1,5	1,8-4,5	1,8-3,5
Opholdstid* (d)	30-160	1-10	7**-120

* Det anføres, at forøget opholdstid forøger rensgraden og reducerer algemængden i udløbet. Ifølge Pearson (1990) er opholdstider typisk 10-100 døgn afhængig af de klimatiske forhold.

** Forudsat beluftning.

Driftsforhold

Laguner er i princippet simple at drive og vedligeholde, men en række forhold bør iagttages for at disse kan fungere optimalt:

- Aerobe og beluftede laguner:

Problemer kan opstå med alger i udløbet. Lang opholdstid, laguner i serie og filtrering vil eksempelvis kunne reducere problemet.

- Fakultative laguner:

Det er væsentligt, at de etablerede zoner ikke blandes. Eventuel omrøring må derfor ske omhyggeligt. Lagunen kan eksempelvis udformes så dyb, at der etableres en naturlig termoklin.

Økonomi

Lager and Smith (1974) angiver følgende priser for laguner:

- Anlægsomkostninger: 150-500 USD pr. l/s
- Årlige driftsomkostninger forudsat 250 timers driftstid: ca. 0,003 USD pr. m³

3 Evaluering af metoder fra litteraturstudiet

I dette afsnit opsummeres de udvælgelseskriterier, der ligger til grund for udvælgelsen af metoder til videregående behandling. Desuden gives på tabelform hovedresultaterne fra litteraturstudiet for samtlige de behandlede metoder, herunder specielt de væsentligste fordele og ulemper ved de enkelte metoder. Endelig begrundes valget af metoderne til videregående behandling nærmere.

På basis af projektets formål og litteraturgennemgangen skal følgende evalueringsgrundlag fremhæves:

- Der ønskes udviklet rensemetoder for såvel opspædet spildevand som afstrømmet regnvand fra separatkloakerede oplande eller veje.
- Der ønskes høj rensegrad af metoden. Der bør forlanges fjernelse af mindst 40-50% af den partikulære stoffraktion samt et tilsvarende højt niveau for de forurenende stoffer.
- Der ønskes stabile driftsbetingelser og en ringe variation i rensegraden for metoden uafhængig af lokale spildevands- og afløbsmæssige forhold samt forhold vedrørende den enkelte hændelse. Det kan konstateres, at disse variationer normalt er store. Kun i forbindelse med metoder, hvor en kemisk proces spiller en væsentlig rolle og samtidigt kan styres (eksempelvis som ved flotation), vil det være realistisk muligt at opnå reduktion i rensegradens variation.
- Erfaring med metoderne spiller en væsentlig rolle for vurdering af selve procesgrundlaget og dermed muligheden for etablering af et solidt dimensioneringsgrundlag. Det kan på basis af litteraturstudiet konkluderes, at især USA, men også til en vis grad Vesttyskland og UK har skabt det eksisterende videngrundlag. For flere metoder går denne viden tilbage til 70'erne, men tilsvarende er visse metoder tilsyneladende kun i ringe grad slået igennem. Nogle metoder er forholdsvis nye og har først fået procesgrundlaget etableret i 80'erne, eksempelvis gælder dette laguner for rensning af regnafstrømningen i separatkloakerede oplande. Det må på basis af litteraturmængden konkluderes, at der p.t. er størst interesse for hvirvelseparation for rensning af overløbsvand og plantebaserede metoder for rensning af urban regnafstrømning.
- Økonomi, herunder energiforbrug, er vanskeligt at vurdere, idet dimensioneringsgrundlag og -sikkerhed for god rensning spiller en afgørende rolle. Henze (1980) peger på mikrosien som metoden med den laveste anlægsudgift. Filtrering medfører væsentlig højere udgifter, og flotation er igen noget dyrere. Hvirvelseparation er ikke medtaget i denne undersøgelse, men må antages forholdsvis billig. Dette gælder også plantebaserede systemer.

I tabel 3.1 er der anført anlægsomkostninger og tilhørende interval af rensegrad for SS for forskellige rensemetoder anvendt i fællessystemer, WPCF (1989).

Tabel 3.1
Anlægsomkostninger og
rensegrader (SS) for over-
løbsvand, jfr. tekst.

Metode	Anlægspris i USD ved 45 l/s	Rensegrad for SS (%)
Sedimentation	33.000	20-65
Hvirvelseparation	6.000	40-60
Sining	26.000	20-55
Flotation	48.000	45-85
Højratefiltrering	82.000	50-80

I tabel 3.2 er vist en oversigt over de undersøgte resemeter indeholdende en kort procesbeskrivelse, forventede renegrader for suspenderet og organisk stof samt de væsentligste fordele/ulempes ved metoden.

På basis af det beskrevne evalueringsgrundlag skal peges på nedenstående metoder som relevante for en yderligere vurdering. De tre udvalgte metoder dækker desuden følgende grundlæggende hovedtyper: 1) Simple, fysisk metode uden mekaniske dele og med et lille pladskrav, 2) "Højteknologisk" fysisk/kemisk metode med mulighed for høje, stabile rensresultater og 3) "Lavteknologisk" fysisk/biologisk metode med god mulighed for indpasning i landskabet.

Hvirvelseparation

Med hvirvelseparation er der mulighed for både at regulere vandstrømmen i den videreførende ledning og at fjerne en væsentlig del af den partikulære stoffraktion. Der er et grundlæggende godt kendskab til metoden, men tilsyneladende har hvirvelseparationen ikke fundet sin endelige udformning og opnået optimal renseseffekt. Der kan bygges på erfaringer fra såvel USA, Tyskland og UK, hvor der flere steder arbejdes seriøst med forbedring af metoden.

Der er i Danmark inden for de senere år etableret hvirvelseparatorer i Ullerslev by (Ullerslev kommune og OC rådgivende ingeniører) samt i Hvam (Holstebro kommune og Hedeselskabet). Anlæggene er dimensioneret efter traditionelle principper. Der foreligger ikke pt. dokumentation for disse anlægs renseseffekt.

Flotation

Metoden har kun vundet begrænset udbredelse for rensning af opspædet spildevand, men den kan være interessant, hvor der stilles forholdsvis store krav til det udledte overløbsvand. Eksempelvis giver metoden en god og tilsyneladende sikker fjernelse af fosfor ved tilsætning af kemikalier. Endvidere fjernes ikke blot sedimenterbart partikulært stof, men også flydestof.

På grund af kemikalietilsætningen og den ledsagende koagulering/flokkulering vil partikler, der oprindeligt har været meget små (> ca. 0,02 µm) kunne fjernes.

Plantebaserede systemer

Plantebaserede systemer har vist sig effektive for stoffjernelse forudsat hensigtsmæssig dimensionering og udformning. Der er inden for de seneste år arbejdet meget på etablering af et dimensioneringsgrundlag for laguner til fjernelse af både opløst og især partikulært stof fra den urbane regnafstrømning og fra vejvand. Der synes dog at være behov for grundigt at vurdere dimensioneringsprincippet.

Tabel 3.2 Sammenligning mellem metoder til lokal rensning af regnvand på basis af litteraturundersøgelser

Metode	Procesbeskrivelse	Rensegrad		Fordele	Ulemper	Bemærkninger
		SS (%)	BL _s (%)			
Hvirvelseparator	Stofseparation ved anvendelse af centrifugalkraft og gravitation	50-60	25-60	Pladsbesparende Simpel funktion Ingen mekaniske del Kan regulere vandstrømmen i den videreførende ledning Effektiv ved "First flush" Prisbillig Relativ lille pasning og vedligeholdelse	Relativ stor variation i rensningsgrader Ringe virkningsgrad ved små stofkoncentrationer	Vigtige dimensioneringsparametre: Hydrauliske og stofmæssige forhold. Hyppig spuling anbefales.
Floation	Indblæsning af luft og separation ved densitetsforskelle og gravitation	40-80	30-60	Høje og stabile rensegrader Velegnet ved varierende hydraulisk belastning Ved kemikaliedosering kan rensningseffekten spectelt m.h.t. SS og Tot-P forbedres	Meget mekanisk udstyr Dyr metode, specielt ved store vandmængder Stort behov for tilsyn.	Rensegraden er størst ved kemikalietil-sætning, hvorved sikker fjernelse af phosphor også kan opnås
Siming	Frasortering ud fra partikkelstørrelse i roterende tromlesl.	20-80	20-80	Ringe arealbehov Mange mikroster i funktion i USA Driftsmæssige problemer i form af tållukning af netåbning p.g.a. olie og fedt løst ved tilsætning af detergenter	Ikke velegnet til regnvand p.g.a. forholdsvis små partikler Stor variation i rensegrader p.g.a. spildevandets karakter Relativ stor pasningsbehov	Rensegrad og anlægsstørrelsen afhænger af maskestørrelsen i sten og tilløbskoncentrationen.
Højratefiltrering	Stofseparation ved filtrering gennem filtermateriale	50-70	40-60	Høje og stabile rensegrader Rensegraden specielt m.h.t. SS og Tot-P kan forbedres ved kemikalietilsætning Ringe arealbehov	Bør ikke stå alene, overløbsvand skal forbehandles f.eks. gennem grovsi. Kræver returskyldning. Omkostninger til opbevaring af skyllevand. Meget mekanisk udstyr, relativt kompliceret anlæg Stort behov for tilsyn.	Overløbsvand skal forbehandles f.eks. gennem grovsi. Rensegraden forbedres ved kemikalietilsætning. Velegnet til kombination med anden metode.
Plantebaseret system (lagune/vådområde)	Fjernelse af forureningskomponenter ved sedimentation, absorption og planteoptag	50-90	Ikke relevant for afstrømet regnvand	Kan indgå som landskabsselement Høje rensegrader Ingen mekaniske dele	Arccalkrævende	Sandfang skal etableres i tilløbet. Rensegraden afhængig af tilløbskoncentrationen.
Laguner (aerobe, beluftede og fakultative)	Sedimentation og biologisk omsætning	-50-95	-10-95	Billigt at etablere Ingen mekaniske dele Kræver ringe pasning og vedligeholdelse	Arealkrævende Risiko for alger i afløbet Stor variation i rensegraden	Kræver efterbehandling af spildevandet f.eks. efterklaring eller filtrering.

4 Bearbejdning

I dette afsnit er beskrevet den bearbejdning af metoderne, der er foretaget på basis af litteraturgennemgangen og generelle erfaringer med de basale processer. I de fleste tilfælde har dette udmøntet sig i en sammenligning og syntese af de forskellige oplysninger, der er fremkommet ved litteraturstudiet, så det har været muligt at udarbejde *designblade* for hver af de valgte metoder. I disse blade (bilag 1) præsenteres den nuværende viden i oversigtsmæssig form, så man hurtigt kan finde de nødvendige data i en konkret opgave. Det må pointeres, at det datamateriale der ligger til grund for bearbejdning er sparsomt, og der må tilskyndes til at man i fremtidige projekter gennemfører måleprogrammer til verifikation af disse data.

4.1 Plantebaserede systemer

4.1.1 Renseproces

De plantebaserede systemer anvendes hovedsageligt til rensning og evt. forsinkelse af afstrømmet regnvand fra befæstede arealer.

Renseprocessen er baseret på fysiske, kemiske og biologiske processer.

Den partikulære stoffraktion fjernes ved sedimentation og adsorption og den opløste stoffraktion fjernes ved planteoptag.

Beplantningen af bassinet spiller en vigtig rolle ved opnåelsen af en optimal rensning, idet planterne skaber rolige sedimentationsforhold og virker som adsorptionsoverflade for de små partikler. Desuden bevirker beplantningens skyggevirkning at produktionen af svævende alger undertrykkes.

4.1.2 Anlægsforhold

Bassinerne udføres som åbne jordbassiner. Af hensyn til opretholdelse af et permanent vandspejl i bassinet udføres bassinet med tæt bund eksempelvis med ler- eller plasticmembran.

Der bør ved etableringen af bassinet tilstræbes, at det bliver langsgennemstrømmet dvs. at bredde/længdeforholdet bør være min. 2-4.

Bassinet udføres med skråningsanlæg 5-10 for at undgå for stejle skrænter.

Rumfanget af bassinet bør være af størrelsesordenen 150-250 m³/red. ha, hvorved den nødvendige opholdstid erfaringsmæssigt kan opnås. Det enkelte bassin bør dog, hvor det er muligt dimensioneres ud fra lokale regnregistreringer (mindst 10 helår) og en simpel bassin- og afstrømningsmodel, f.eks. SAMBA. Alternativt kan anvendes empiriske kurver over sammenhængen mellem bassinvolumen/årsmiddelnedbøren og rensegraden.

Vanddybden i bassinet bør i tørvejrperioder ikke overstige 1 m, gerne mindre, af hensyn til lysforholdene og dermed opretholdelse af plantevæksten. Erfaringsmæssigt bør der i mindst 30% af bassinarealet være opretholdt en plantevækst. Beplantningen består af undervands- og sumplanter.

Planterne plantes i en bræmme langs lagunens bredder og dels i mindre grupper spredt i bassinet. Eventuel foretages en beplantning omkring bassinet med buske, gerne indpasset i den eksisterende beplantning i området.

Ved udførelse af tilløbet og afløbet fra bassinet skal det tilstræbes, at der opnås stabile og rolige hydrauliske forhold i bassinet. Dette kan f.eks. opnås ved, at tilledningen sker via diffusor og afledningen sker via en bred overløbskant eller hensigtsmæssigt udført dykket afløb.

Ønskes der en forøget fjernelse af organisk stof og suspenderet stof kan bassinet udføres med vertikal gennemstrømmet grusfilter i bunden. Filteret bør have en tykkelse på ca. 0,5 m.

Af hensyn til undgåelse af tilsanding af bassinet samt minimere arbejdet ved renholdelse etableres der sandfang i tilløbet. Sandfanget kan evt. udføres som et mindre jordbassin.

Da bassinet og sandfanget skal oprenses bør tilkørselsforholdene til bassinet være gode.

I bilag 2 vises principopbygningen af åbne beplantede regnvandsbassiner.

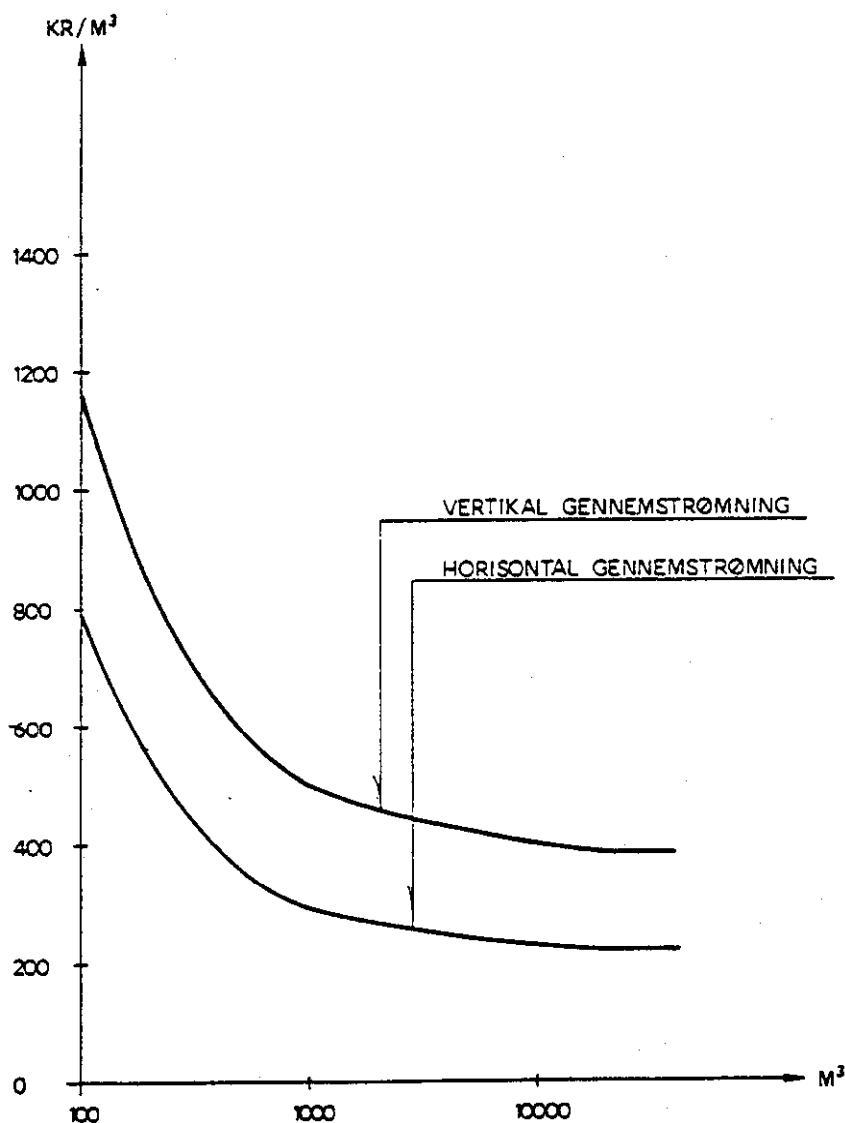
4.1.3 Økonomi

Anlægsomkostningerne kan variere kraftigt fra lokalitet til lokalitet. Væsentlige forhold for anlægsøkonomien er jordbundsforhold, terrænforhold samt det lokale prisniveau for entreprenørarbejder. Vælges bassintype med grusfilter i bunden forøges anlægsprisen med 50-75% afhængig af bassinstørrelsen.

Anlægsomkostningerne er skønsvist angivet på figur 4.1. Det skal understreges, at priserne gælder for normale anlægsforhold og afspejler et prisniveau svarende til landsgennemsnittet.

Driftsudgifterne kan ikke nærmere opgøres, men afhænger primært af lønudgifterne til driftspersonale samt afskrivning på driftsmateriel i forbindelse med oprensning og vedligeholdelse af bassinet.

Figur 4.1
 Anlægsomkostninger
 for åbne beplantede regn-
 vandsbassiner. (Entreprenør-
 udgifter excl. moms og tillæg
 januar 1990)



4.1.4 Renseeffekt

Da udbredelsen af bassintypen endnu er meget spredt findes der kun få undersøgelser af bassinernes renses effekter overfor de enkelte stoffer. De foreliggende erfaringer stammer hovedsageligt fra USA og enkelte fra Danmark, bl.a. Viborg kommune. Rensegraden afhænger af bl.a. bassin-størrelse og indløbskoncentration. I tabel 4.1 er den forventede renses grad for udvalgte stoffer angivet.

Tabel 4.1
 Rensegrader, horisontal
 gennemstrømning.

Stof	Rensegrad
COD	50-90%
SS	60-90%
Total fosfor	50-75%
Total kvælstof	15-30%
Tungmetaller	40-90%

De anførte rensegrader er anført under forudsætning af overholdelse af ovennævnte dimensioneringskriterier. I takt med indhøstede driftserfaringer kan en mere komplet beskrivelse af renseeffekten for de enkelte stoffer udarbejdes.

Udføres lagunen med vertikalt gennemstrømmet grusfilter kan der forventes forhøjede rensegrader for organisk stof og suspenderet stof. Rensegraden for fosfor forventes derimod at falde, idet der i filteret kan ske en mineralisering og genopløsning af det tilbageholdte fosfor.

4.1.5 Modelberegninger

Med henblik på en sammenligning mellem teoretiske værdier og erfaringstal for rensegraden i laguner er der foretaget modelberegninger på et fiktivt opland med udløb til en lagune. Der er beregnet en rensegrad for tre bassinstørrelser: 100, 200 og 300 m³/red. ha. Beregningerne er foretaget med MOUSE-pakkens SAMBA-model. Et langsgennemstrømmet bassin blev i SAMBA modelleret som tre bassiner i serie (hver med 1/3 af det samlede volumen).

Der er beregnet for tre stoffer: Opløst fosfor, partikulært fosfor og suspenderet stof. I tabel 4.2 er anført de anvendte stofkoncentrationer i det afstrømmende vand fra oplandende og fjernelseskonstanter.

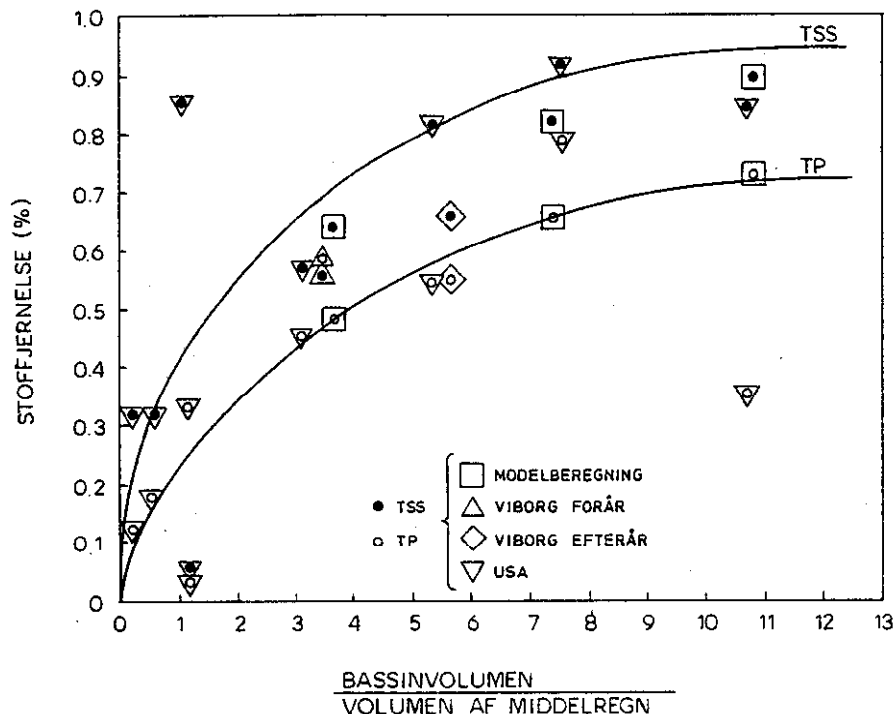
Tabel 4.2
Anvendte stofkoncentrationer og fjernelseskonstanter.

Stof	Koncentration (mg/l)	1'ordens fjernelseskonstant (d ⁻¹)
Opløst fosfor	0,15	0,1
Partikulært fosfor	0,35	0,35
Suspenderet stof	60	0,50

For hver bassinstørrelse er rensegraden for de enkelte stoffer beregnet som årlig middelstofudledning fra bassinet/årlig middelstofafstrømning fra oplandet. Som modelregn er anvendt kontinuerte regnregistreringer fra Svenstrup for perioden 1979-90.

På figur 4.2 er resultaterne fra modelberegningerne indtegnet som funktion af bassinvolumen/volumen af middelregnhændelse. På figuren er desuden indtegnet erfaringsværdier fra virkelige laguner.

Figur 4.2
 Modelberegninger og
 erfaringsværdier.



Der skal gøres opmærksom på, at volumen af en middelregn findes som kvotienten af den samlede årlige nedbørmængde og antallet af regnhændelser. For Svenstrup er den årlige nedbør 667 mm fordelt over 237 regnhændelser. Dette giver en middelhændelse på 2,8 mm eller 28 m³/red ha. For Danmark som helhed vil middelregnhændelsen typisk være af størrelsen 3 mm eller 30 m³/red ha.

Som det fremgår af figur 4.2 er der en rimelig overensstemmelse mellem målinger og beregninger, skønt der er stor spredning på måleresultaterne. Metoden og de i tabel 4.2 opregnede parameterverdier kan således benyttes ved dimensionering af fremtidige bassiner.

4.2 Hvirvelseseparator

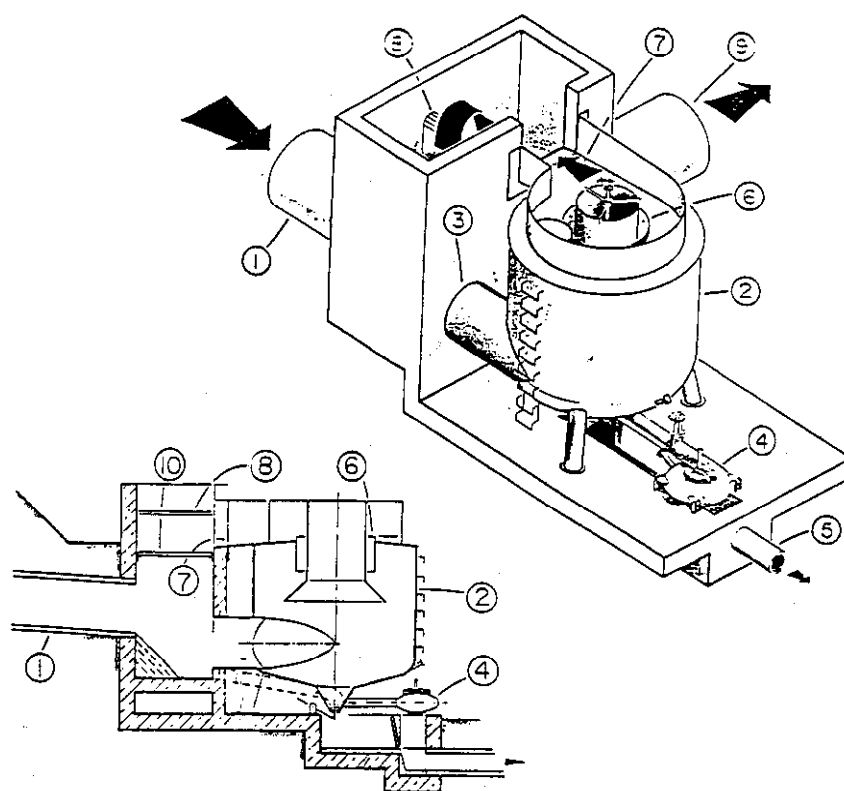
4.2.1 Renseproces

Det grundlæggende princip hviler på det forhold, at en vandstrøm indholdende suspenderet materiale opdeles i to delstrømme: Én delstrøm med høj og én med lav partikelkoncentration. Separatoren består af et cylindrisk kammer uden bevægelige dele. Vandet tilledes tangentielt nær bunden af kammeret, hvorved der dannes en svagt roterende bevægelse i en bue med faldende radius. Der vil således dannes en svag hvirvel i centreret af kammeret, hvor de partikulære stoffer primært vil samles. Det opkoncentrerede vand udtages fra bunden af kammeret og ledes videre i kloaksystemet, hvorimod det "renere" vand via en overløbsrende ledes til recipient, bassin e.l.

Hvirvelseseparatorer findes i en række forskellige udgaver. På figur 4.3 er vist et principdiagram for en tysk udgave af en hvirvelseparator, som sandsynligvis vil vinde stor indpas i de kommende år. I afsnit 4.2.5 er

beskrevet de væsentligste forskelle mellem de "traditionelle" hvirvelseparatorer og den tyske udgave.

Figur 4.3
Principiel opbygning af
tysk udgave af
hvirvelseparator.



- | | |
|--------------------------------|------------------------------------|
| 1. Tilløb til forkammer | 7. Overløbsrampe til "renset" vand |
| 2. Hvirvelseparatorokammer | 8. Nødoverløb |
| 3. Tilløb til hvirvelseparator | 9. Afløb til recipient e.l. |
| 4. Udledsdrøssel | 10. Rist |
| 5. Afløb til renseanlæg | |
| 6. Overløbskant | |

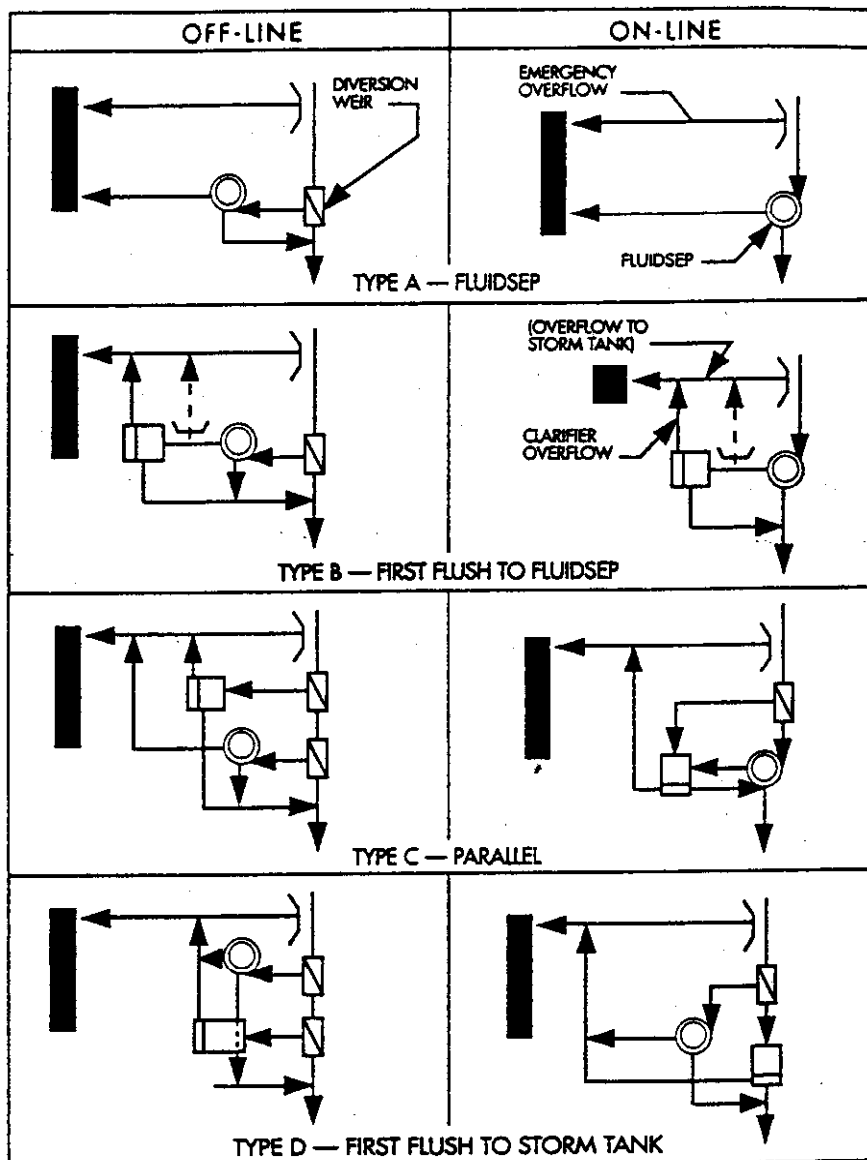
4.2.2 Indpasning i kloaksystem

Hvirvelseparatorer kan indpasses på forskellige måder i kloaksystemmet. De væsentligste forskelle i den konceptuelle opbygning er følgende:

- 1) Off- eller on-line
- 2) Som eneste behandling af vandet eller som forbehandling før bassiner e.l.

Af figur 4.4 fremgår forskellige konceptuelle opbygninger af hvirvelseparatorer.

Figur 4.4
 Indpasning af hvirvel-
 separator i kloaksystemet.



(Brombach)

Eksisterende amerikanske projekter med den tyske udgave af hvirvelseparatoren er alle opbygget efter off-line princippet. Derudover er de fordelt på type A, B og D.

Forskellen ved at bruge off- eller on-line princippet er væsentligst følgende:

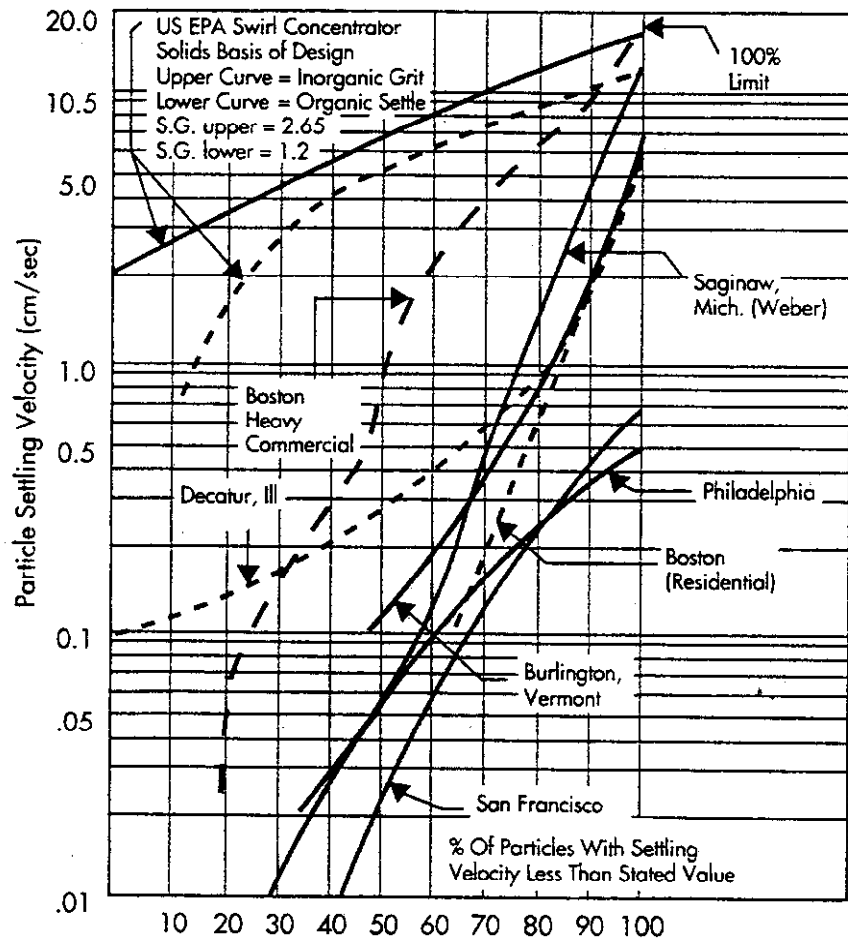
- Ved off-line forstyrres hvirvelseparatoren ikke kloaksystemet i tørvejrssituationer.
- Ved off-line mindses pasning og vedligeholdelse, idet spuling o.l. maksimalt finder sted efter hver regnvejrshændelse, hvor hvirvelseparatoren har været i drift.
- On-line princippet giver bedre mulighed for regulering af vandmængderne videre i systemet, idet hvirvelseparatoren udover at fungere som rensningsforanstaltning fungerer som flowregulator.

- On-line princippet er det eneste relevante princip for rensning af regnvand fra separatsystemer.

4.2.3 Designkriterier

Amerikanske dimensioneringsregler er beskrevet i EPA (1982). Dimensioneringsreglerne er bl.a. fremkommet ud fra modelberegninger baseret på såkaldte "basis of design"-kurver, der beskriver sedimentationshastighedsfordelingen i det indkomne vand. På figur 4.5 er angivet "basis of design"-kurver for konkrete lokaliteter sammenholdt med EPA-kurverne. Som det fremgår af figuren ser det ud til, at de originale EPA basis-of-design kurver er baseret på mere sandet materiale end fordelingerne fundet i praksis, hvorved der opnås en lavere sedimentationshastighedsfordeling. D.v.s. at, hvis de amerikanske dimensioneringsregler benyttes som beskrevet i EPManualen uden at korrigere for den reelle sedimentationshastighedsfordeling, vil det sandsynligvis give for små hvirvelseparatorer.

Figur 4.5
Fordelingskurver for partiklers sedimentationshastigheder, såkaldte basis-of design kurver.

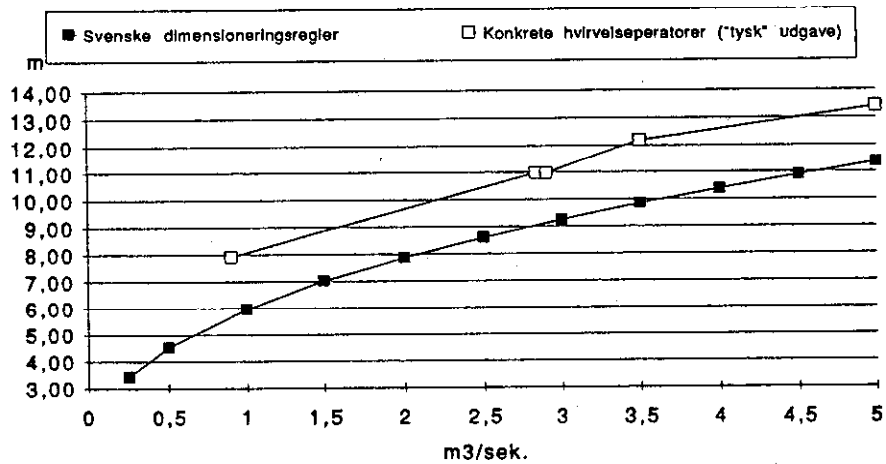


Svenske dimensioneringsregler for traditionelle hvirvelseparatorer er beskrevet i William et.al (1985). De svenske dimensioneringsregler er kort gengivet i bilag 3.

Der er ikke fundet konkrete dimensioneringsregler for den tyske udgave af hvirvelseparatoren, men i Pasino et al, 1990 er angivet nye konkrete amerikanske dimensioner for hvirvelseparatorer opbygget efter det tyske princip.

På figur 4.6 er de svenske dimensioneringsregler sammenlignet med konkrete amerikanske hvirvelseparatorer opbygget efter det tyske princip. Som det fremgår er diameteren for de amerikanske anlæg ca. 2 meter større end hvis de var dimensioneret efter de svenske regler.

Figur 4.6
Diameter for hvirvelseparator som funktion af dimensionsgivende flow



4.2.4 Renseeffekt

Af tabel 4.3 fremgår den forventede renseseffekt for hvirvelseparatorer. Der må forventes relativt store variationer i de opnåede rensresultater primært skyldende variationen i vandets sammensætning, herunder indholdet af suspenderet stof. Den forventede renseseffekt for tot-N og tot-P er fastlagt ud fra fordelingen mellem suspenderet og opløst tot-N henholdsvis tot-P i vandet og den forventede renseseffekt for suspenderet stof.

Tabel 4.3
Forventet renseseffekt for hvirvelseparatorer

	%-reduktion overløbsvand fællessystem	%-reduktion regnvand separatsystem
BI ₅	40-50%	20-40%
SS	40-60%	20-40%
COD	30-50%	20-40%
Tot-N	10-20%	10-20%
Tot-P	20-30%	10-25%

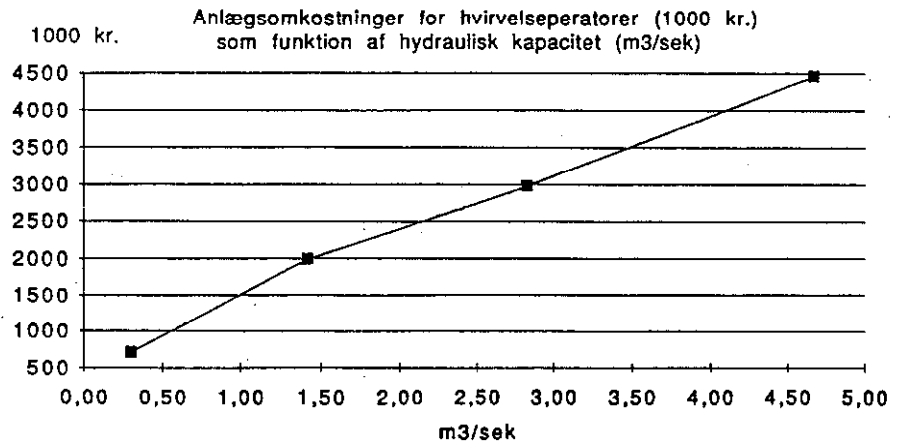
4.2.5 Økonomi

Af figur 4.7 fremgår en kurve for anlægsudgifter for hvirvelseparatorer som funktion af den hydrauliske belastning. Kurven er baseret på amerikanske hvirvelseparatorer opbygget efter det tyske princip. Driftsomkost-

ninger vil primært afhænge af lønudgifter i forbindelse med pasning og vedligeholdelse. Udgifter til vedligeholdelse udgør ca. 2-5 % af anlægsudgifter (kr. pr. år). Pasning og vedligeholdelse afhænger af, om hvirvelseparatoren er etableret som on- eller off-line system, jvf. afsnit 4.2.2. Som minimum bør hvirvelseparatoren tilses og eventuelt spules ca. hver 14. dag. Eventuelt spules efter hver regnbegivenhed.

Figur 4.7

Anlægsomkostninger for hvirvelseparatorer (1000 kr.) som funktion af hydraulisk kapacitet (m^3/sek).
Prisniveau 1990.



4.2.6 Forskelle mellem den "traditionelle" hvirvelseparator og den tyske udgave

De væsentligste forskelle mellem den "traditionelle" hvirvelseparator og den tyske udgave (udviklet af Dr.ing. Hansjörg Brombach) er følgende:

Den traditionelle udgave fjerner partikulært stof ved en kombination af sedimentation på grundlag af gravitation i den relativt stille zone langs kammerets ydervæg og kun tildels på grundlag af hvirveldannelsen i centret af kammeret. Den tyske udgave er i høj grad udviklet til at optimere forholdene for selve hvirveldannelsen, som "suger" det partikulære materiale ind og ned i afløbet.

De konkrete forskelle på de to opbygninger er primært følgende:

1. Gulvrender:

Den tyske udgave har ingen gulvrender og dets gulv har en hældning mod midten på 4-6 %. Den traditionelle hvirvelseparator er fladbundet og har spiralformede render i bunden mod afløbet.

2. Udløb for "beskidt" vand:

Partikler bliver trukket ind i hvirvlen til udløbet for det "beskidte" vand, som for den tyske udgave er placeret præcis i midten af kammeret svarende til hvirvlens rotationsakse.

Den traditionelle separator har udløbet asymmetrisk i forhold til kammeret.

3. Indløbsflowdeflektor:

Der er en indløbsflowdeflektor på den traditionelle udgave, som bl.a. danner en sedimentationszone i den yderste del af kammeret, hvor rotationsbevægelsen tildels opbremses. Den tyske udgave undgår enhver arrangement, der kan give anledning til turbulens i kammeret, hvilket giver bedre forhold for dannelsen af hvirvlen.

4. *Udløb for "renset" vand:* Renset vand fra den tyske udgave bliver ledt bort fra kammeret via en justerbar ringformet overløbskant mellem den koncentriske flydeslamskant og en kegleformet afskærmning, som bl.a. sikrer at hvirvlen ikke forstyrres. Derefter løber vandet via kammerets "tag" til selve afløbet (se iøvrigt principskitzen figur 4.3).

I den traditionelle hvirvelseparator sikres v.h.a. afskærmningsplader, at der ikke er roterende bevægelser i den øverste del af kammeret, og afløb sker fra et centralt cirkulært rør med udløb under hvirvelseparatoren.

5. *Indre afskærmning:* Den tyske udgave har som nævnt en indre kegleformet afskærmning, som har til formål at lede mindre partikler, der p.g.a. den opadgående strøm er blevet hvirvlet opad, nedad til udløbet for "beskidt" vand. Afskærmningen sikrer endvidere, at hvirvlen ikke forstyrres af udløbet af det "rensede" vand.

Et sådant arrangement findes selvsagt ikke på den traditionelle udgave af hvirvelseparatoren.

6. *Indløbsrør:* Indløbsrøret til den tyske udgave af hvirvelseparatoren har en større dimension end for de traditionelle separatorer. Dette er igen for at sikre rolige strømforhold i kammeret.

(Indløbshastigheden for de traditionelle hvirvelseparatorer kan være op til 2,1 - 2,4 m/s. For den tyske udgave bør det ikke være større end ca. 1,0 m/s).

4.3 Flotation

4.3.1 Renseproces

Ved flotation forstås en proces, v.h.a. hvilken små luftbobler opkoncentrerer slam på en vandoverflade. Ved flotationen er der mulighed for fjernelse af såvel flydestoffer (herunder olie/fedt), emulgerede stoffer samt suspenderede stoffer (både bundfældelige og ikke-bundfældelige). Det er således muligt ved flotation at fjerne stoffer, der normalt ikke vil fjernes ved almindelig sedimentation.

I flotationsanlægget blandes indløbsvandet typisk med en delstrøm recirkuleret vand (10-20 % af indløbsmængden). Det recirkulerede vand er i en tryktank blevet overmættet med atmosfærisk luft. Ved sammenblandingen frigives små luftbobler, der hæfter sig på slammet, hvorved den samlede massefylde af slampartiklen plus luftboblen bliver mindre end vandets, og således søger op til vandoverfladen. Fra vandoverfladen fjerner en skraber det koncentrerede slam.

Partikler, hvortil luftboblerne ikke er adsorberet og som har tilstrækkelig densitet, vil sedimentere, hvorefter de kan fjernes med en bundskraber.

Ved kemikalietilsætning kan partiklernes flokkuleringsegenskaber forbedres, hvorved rensningsgraden kan forøges.

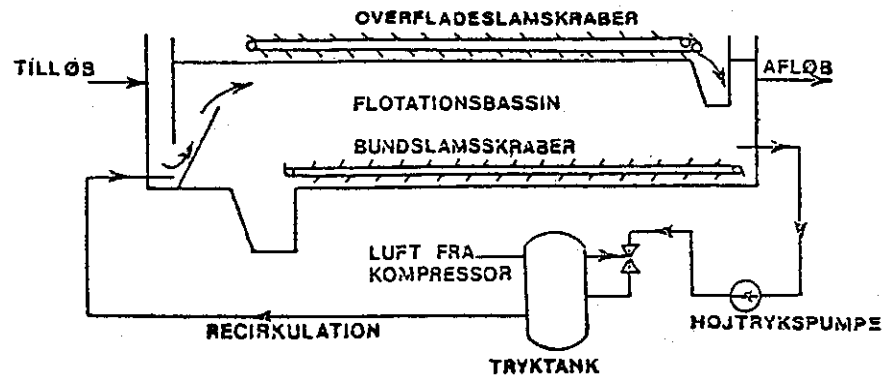
Flotationsanlægget vurderes primært at være egnet til rensning af overløbsvand fra fællessystemer.

4.3.2 Anlægsbeskrivelse

Et flotationsanlæg består af et flotationsbassin med overflade- og bundslamskraber, højtrykspumpe, tryktank, luft-injektion udstyr herunder bl.a. kompressor samt reduktionsventil.

Af figur 4.8 fremgår den principielle opbygning af et flotationsanlæg.

Figur 4.8
Principiel opbygning af
flotationsanlæg



4.3.3 Designkriterier

Af tabel 4.4 fremgår typiske intervaller for dimensioneringsdata for et flotationsanlæg til overløbsvand fra fællessystemer.

Tabel 4.4
Dimensioneringsdata for
flotation af overløbsvand fra
fællessystemer

Parameter	Overløbsvand fællessystemer	
Hydraulisk overfladebelastning	10-25	m ³ /m ² /h
Horisontal hastighed	0,7-2	cm/s
Opholdstider:		
- Flotationsbeholder	10-60	min.
- Flotationsbeholder (middel)	25	min.
- Mætningstank	1-3	min.
- Blandingstank	1	min.
Recirkulationsvandmængde	25-45	%
Forholdet luft/recirkulations- mængde (m ³ /100 l pr. min.)	0,0075	
Forholdet luft/suspenderet stof	0,05-0,35	
Tryk i mætningstank	3-5	atm.

4.3.4 Renseeffekt

I tabel 4.5 angives opnåelige rensningseffekter ved flotation. Der kan som nævnt opnås en forbedret rensningseffekt ved anvendelse af kemikalietil-sætning.

Tabel 4.5
Rensningsgrader for flotation af overløbsvand fra fællessystemer

Parameter		Uden kemikalie-tilsætning	Med kemikalie-tilsætning
Suspenderet stof, SS	%	40-60	60-80
Organisk stof, BI ₅	%	40-60	50-60
Organisk stof, COD	%	40-60	50-60
Kvælstof, Tot-N	%	15-20	15-20
Fosfor, Tot-P	%	15-20	60-70

4.3.5 Driftsforhold

Flotation er velegnet ved varierende hydrauliske belastninger og dermed også velegnet ved store regnhændelser med små stofkoncentrationer. Ved kemikaliedosering, som typisk udgør 20-30 mg jernklorid pr. liter opnåes stabile driftsforhold med høje rensegrader. En eventuel kemikaliedosering bør ske efter en flowafhængig styring.

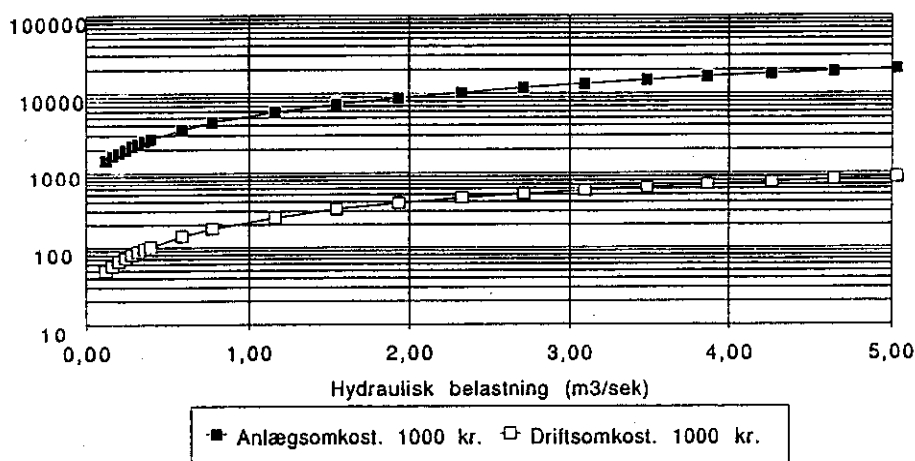
Ved et flotationsanlæg påkræves daglig tilsyn. Der må forventes relativt stor vedligeholdelse på grund af meget mekanisk udstyr.

4.3.6 Økonomi

Af figur 4.9 fremgår prisoverslag for anlægsomkostninger til flotationsanlæg som funktion af den hydrauliske belastning, idet der forudsættes en hydraulisk overfladebelastning på 15 m³/m²/h. Priskurven er baseret på amerikanske erfaringer. Priserne er excl. arealerhvervelse, bygninger, kemikalieudstyr og slambehandlingsudstyr. Det skal bemærkes, at prisen kan variere meget afhængig af kvalitetsniveau.

Af figur 4.9 fremgår ligeledes overslag for de årlige driftsomkostninger baseret på amerikanske erfaringer. Driftsomkostningerne er incl. mandskab, alm. vedligeholdelse, el, men excl. eventuelle kemikalieudgifter.

Figur 4.9
Anlægs- og driftsomkostninger for flotationsanlæg som funktion af den hydrauliske belastning



5 Eksempel

I de foregående afsnit er der fremdraget en række erfaringer fra forskellige rensemetoder for regnvand i såvel separat- som fælleskloakerede oplande. Udvalgte metoder er endeligt bearbejdet og der er formuleret designblade. I disse designblade er kondenseret den nuværende viden om disse udvalgte metoder.

I dette afsnit er disse rensemetoder vurderet i forhold til traditionelle bassinløsninger.

Målet med eksemplet er at opnå en indikation af, hvorledes økonomi og rensegrader forholder sig til de traditionelle løsninger. I eksemplet er der ikke taget stilling til nødvendigheden af rensningen af regnvandet. Det er forventet, at andre projekter har givet anledning til krav om reduktion af belastningen fra de regnvandsbetingede udløb.

Eksemplet er baseret på forureningsparameteren fosfor, der som vist i afsnit 1 er den af næringssaltene hvor udledningerne fra byerne vil have indvirkning på recipienternes tilstand.

Ved læsningen og tolkningen af eksemplet må man erindre, at det er et *eksempel*. Målet er, at det skal vise nogle tendenser, men det er ikke muligt, at generalisere resultaterne til konkrete oplande hvor forudsætningerne kan være meget anderledes.

5.1 Beskrivelse af opland

Der er valgt, at basere beregningerne på et fiktivt byområde, svarende til en middelstor provinsby, der har haft sin største vækst i 60'erne og 70'erne. I tabel 5.1 er vist de basale data for byen.

Tabel 5.1
Basale data for byen

Parameter	Værdi
Antal indbyggere	20000
Fælleskloakeret areal	150 ha
Separatkloakeret areal	350 ha

Afstrømningsmæssigt er byen opdelt i 8 oplande. Disse oplande indeholder 4 overløbsbygværker (F1-F4) og 4 separate regnvandsudløb (S1-S4). Spildevandet ledes til et renselanlæg (RENS), som i de senere år er udbygget til at opfylde vandmiljøplanens krav. Overløbet F4 er beliggende ved renselanlæggets indløb.

I tabel 5.2 er vist de karakteristiske tal for disse udløb.

Tabel 5.2
Basale data for udløbene

Udløb	Red. areal (ha)	Spildevand (l/s)	Kritisk vandføring (l/s)	Magasineringsvolumen (m ³)
F1	13,5	8,7	87	0
F2	6,75	4,3	29	175
F3	13,5	8,7	58	0
F4	9	49,5	130	100
S1	20	-	-	-
S2	15	-	-	-
S3	30	-	-	-
S4	22,5	-	-	-
Rens	0	68,6	130	0

Note: Spildevandsmængden er inklusive infiltrationsvand og er en middelværdi over hele døgnet for alle tilsluttede oplande.

Afløbene fra F1, F2 og F3 ledes til F4 sammen med spildevandet fra S1 og S2. Spildevandet fra S3 og S4 ledes direkte til renselanlægget.

5.2 Beregningseksempler

Der er valgt at analysere følgende eksempler:

- S: Status, som systemet ser ud idag.
- T1: Traditionelle bassiner ved overløbene dimensioneret for n=10 for F1-F3 og n=20 for F4. Ingen indgreb ved S1-S4.
- T2: Traditionelle bassiner ved overløbene dimensioneret for n=5 for F1-F3 og n=10 for F4. Ingen indgreb ved S1-S4.
- T3: Traditionelle bassiner ved overløbene dimensioneret for n=2 for F1-F3 og n=5 for F4. Ingen indgreb ved S1-S4.
- L1: Hvirvelseparatorer ved F1-F4. Plantebaseret rensning ved S1-S4.
- L2: Hvirvelseparatorer ved alle udløb.
- L3: Hvirvelseparatorer ved F1-F3. Plantebaseret rensning ved S1-S4. Flotationsanlæg ved F4.
- K1-K3: Kombination af T1-T3 og plantebaserede bassiner ved S1-S4.

Beregningerne gennemføres med SAMBA-modellen og en regnserie fra en måler i Spildevandskomiteens regnmålnet.

I tabel 5.3 til 5.6 er vist de resulterende dimensioner/dimensionsgivende parametre for de enkelte tekniske anlæg.

Tabel 5.3
Ekstra bassinvolumener

Udløb	Volumen (m ³)		
	T1 (n=10/20)	T2 (n=5/10)	T3 (n=2/5)
F1	350	590	1100
F2	80	200	475
F3	545	795	1335
F4	1000	1640	2300

Tabel 5.4
Diametre af hvirvelseparato-
rer

Udløb	Diameter af hvirvelseparator (m)	
	L1 og L3	L2
F1	7	7
F2	6	6
F3	7,5	7,5
F4	6	6
S1	-	8
S2	-	7
S3	-	9
S4	-	8

Tabel 5.5
Volumen af plantebaserede
bassiner

Udløb	Volumen* af plantebaserede bas- siner (m ³)
	L1 og L3
S1	4200
S2	3150
S3	6300
S4	4725

Note: Procesvolumen uden tillæg til magasinering.

Endeligt kan det anføres, at i eksempel L3 er den dimensionsgivende vandføring for flotationsanlægget fundet til 0,7 m³/s.

I tabel 5.6 er angivet de anvendte koncentrationer af fosfor i de forskellige vandfaser.

Tabel 5.6
Fosforkoncentrationer

Vandfase	Fosforkoncentration (mg/l)
Overvand	2,5
Separat regnvand	0,5
Renset spildevand	1,5

For løsningerne T1-T3 er det forudsat, at efterklaringstanken på renseanlægget effektiviseres/udbygges til at håndtere den stigende belastning uden at skabe slamflugt.

I tabel 5.7 er angivet de forudsatte rensegrader for de lokale renseanlæg.

Tabel 5.7
Rensegrader for fosfor

Rensningstype	Rensegrad (%)
Hvirvelseparator i fællessystem.	25
Hvirvelseparator i separatsystem	20
Plantebaseret bassin	60
Flotation	65

5.3 Resultater

De beregnede resultater er summeret i følgende kategorier:

- Udledninger fra overløb i fællessystemet
- Udledninger fra separatsystemet
- Regnvandsudledning fra renseanlægget

Tabel 5.8
Udledte fosformængder i kg/år

	S	T1	T2	T3	L1	L2	L3	K1	K2	K3
Ovl.	333	142	84	54	250	250	166	142	84	54
Sep	180	180	180	180	72	144	72	72	72	72
Rens	162	238	260	273	162	162	162	238	260	273
Sum	675	560	524	507	484	556	400	452	416	399

Som det fremgår af tabellen falder belastningen på recipienten ved alle indgreb. Der skal lægges mærke til, at det betydelige fald i udledningen fra de fælleskloakerede overløb i løsningerne T1-T3 modsvares af en stigning i udledningen af rensat regnvand fra renseanlægget, så reduktionen i den samlede udledning ikke er så stor.

5.4 Effektivurdering

De beregnede udledte mængder kan ikke alene benyttes til en vurdering af effekten af de forskellige indgreb. Ved denne vurdering skal også økonomi og renseniveau tages i regning. Dette udtrykkes bedst ved at afbilde prisen for at fjerne 1 kg fosfor mod den aktuelle fjernelse i kg. Økonomien i de enkelte løsninger er vurderet på baggrund af de i afsnit 4 anførte oplysninger om anlægs- og driftøkonomi.

I tabel 5.9 er anført de resulterende økonomiske nøgletal. Driftsomkostningerne er udtryk som forøgelse i driftsomkostninger i forhold til den bestående situation. Forrentning og afskrivning er bestemt ud fra en kalkulationsrente på 7 % og de nedenfor anførte levetider for anlæggene:

Traditionelle bassiner: 30 år
 Plantebaserede bassiner 30 år
 Hvirvelseseparator: 20 år
 Flotationanlæg: 20 år

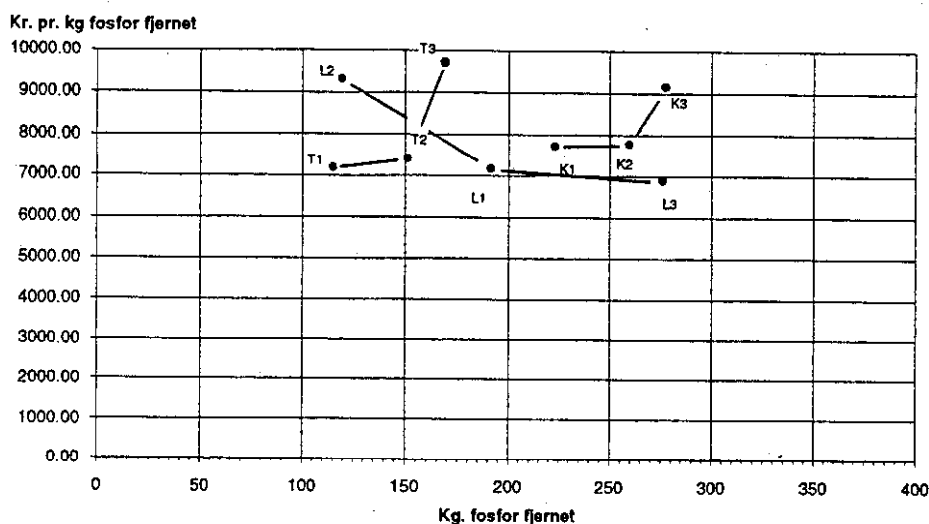
Der er antaget, at der ikke sker forøgelse af driftsudgifterne på renseanlægget ved den forøgede regnvandsbelastning i løsningerne T1-T3 og K1-K3. Samtidigt er det antaget, at det "beskidte" vand fra hvirvelseseparatorer i separatsystemet kan afledes direkte til fællessystemet uden yderligere udgifter.

Tabel 5.9
 Anlægs- og driftomkostninger for de forskellige løsninger

Løsning	Omkostninger			
	Anlæg (mill kr)	Drift (1000 kr/år)	Forrentning og afskrivning (1000 kr/år)	FAD (1000 kr/år)
T1	9,2	89	738	826
T2	12,5	117	1005	1122
T3	18,3	168	1473	1641
L1	12,1	124	967	1091
L2	9,8	196	916	1112
L3	16,3	260	1360	1620
K1	17,1	128	1312	1440
K2	20,4	157	1579	1736
K3	26,2	207	2047	2254

Som den således er beregnet udgør FAD-værdien (forrentning, afskrivning og drift) den kapitaliserede årlige udgift til drift af anlæggene. Sammenholdes denne med de årligt fjernede fosformængder fås den ønskede pris pr. kg fjernet fosfor, som funktion af fjernelsen. Disse tal er vist i figur 5.1.

Figur 5.1
 Sammenhæng mellem fjernet
 mængde fosfor og pris for
 de gennemregnede eksempler.
 Kurven er tegnet for det
 samlede opland.



For det samlede opland fremgår:

- at traditionel fjernelse ved bassiner koster ca. 7000-10000 kr pr. kg fosfor.
- at lokal rensning koster ca. 7000 - 9000 kr. pr. kg fosfor.
- at ved kombination af lokal rensning for separatsystemet og traditionelle bassiner ved overløbene koster fjernelsen 8000 - 9000 kr. pr. kg fosfor.

Hele oplandet

Med de usikkerheder, der er knyttet til beregningerne må der konkluderes, at traditionelle bassiner og lokal rensning indebærer omkostninger af samme størrelsesorden pr. kg fosfor der fjernes. For det betragtede opland er der en tendens til at lokal rensning kan fjerne mere stof. Dette skyldes, at ved de traditionelle indgreb renses afstrømningen fra separatsystemer ikke. Ved krav om stor fjernelse af fosfor vil det således være fordelagtigt at anvende lokal rensning.

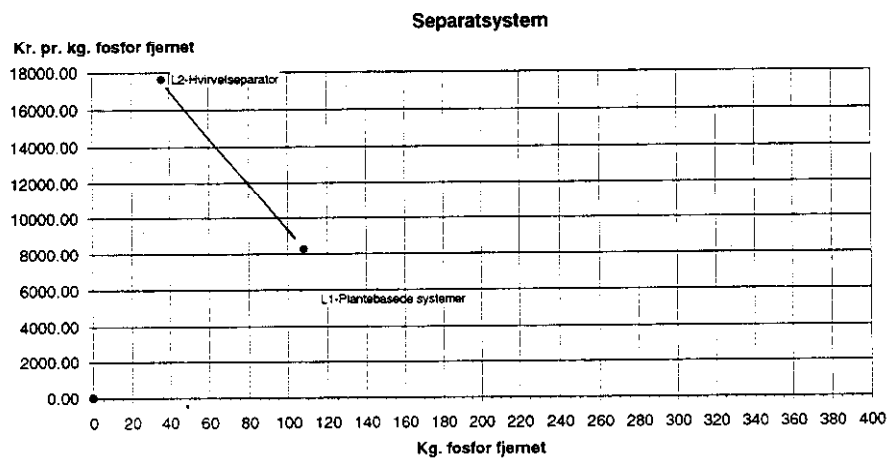
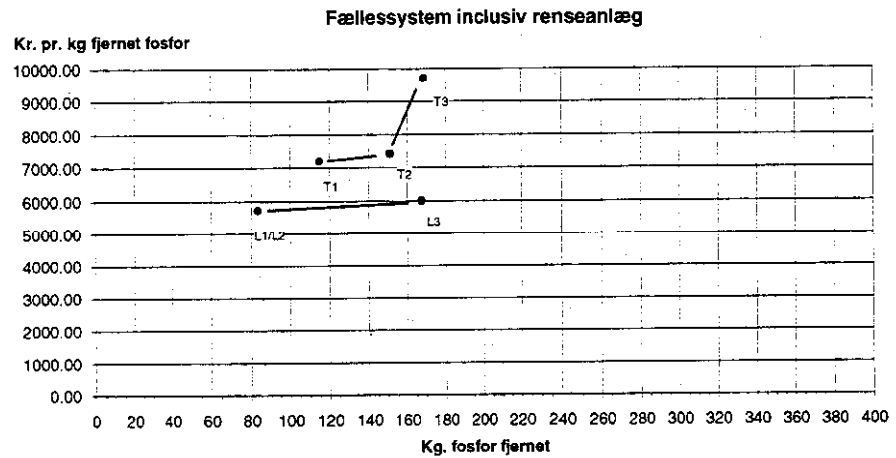
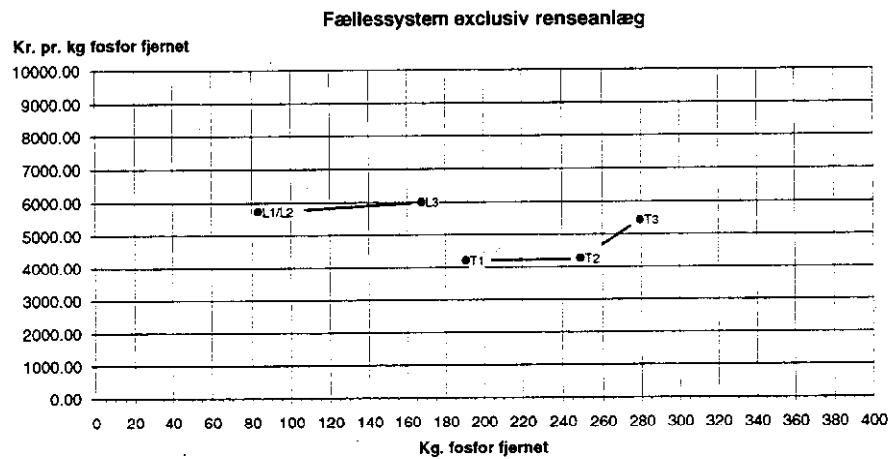
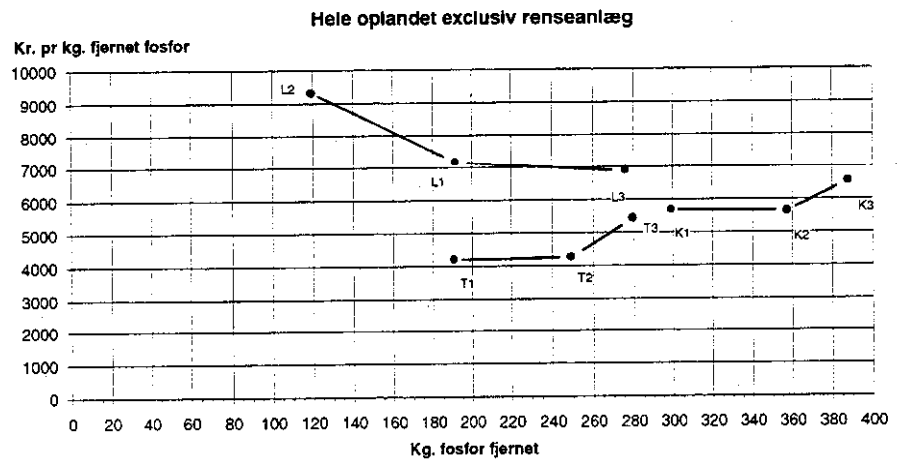
Renseanlæg til anden recipient

I figur 5.2 er forholdene for de enkelte typer og kombinationer af udledninger belyst. I figur 5.2a er vist forholdene, såfremt renseanlægget udledte det rensede regnvand til en anden recipient end de regnvandsbetingede udledninger. Her ses, at lokal rensning bliver dyrere end traditionel fjernelse ved bassiner. Specielt for lave krav til fjernelse (< 2 kg/red.ha) er den traditionelle løsning fordelagtig. Ved krav om større fjernelse giver de to løsninger omtrent samme resultat. En kombination af de to løsninger bør vælges ved krav om meget stor fjernelse.

Fællessystem

Såfremt man alene ser på udledningerne fra overløbsbygværkerne og det rensede regnvand stadig udledes til en anden recipient (fig. 5.2b) fremgår, at lokal rensning ikke er konkurrencedygtig. Der kan ikke fjernes så store mængder og priserne er betydeligt højere end ved traditionelle løsninger. Inkluderer man imidlertid det rensede regnvand, som ledes gennem renseanlægget (fig. 5.2c), så vender billedet. De to løsninger kan fjerne omtrent de samme mængder, men lokal rensning er noget billigere.

Figur 5.2
Lokal rensnings effekt for forskellige oplandstyper



Endeligt kan man se på de separate regnvandsudløb alene (fig. 5.2d). Heraf fremgår, at hvirvelseparatorer giver en meget dyr rensning og fjerner kun ringe mængder fosfor. De plantebaserede bassiner er betydeligt mere fordelagtige.

5.5 Følsomhedsanalyse

Beregningerne er gennemført under en række forudsætninger hvoraf kan nævnes:

- Renseanlægget rensrer det tilledte regnvand til 1,5 mg/l svarende til vandmiljøplanens krav. I praksis viser det sig, at udløbskoncentrationen kan være betydeligt lavere. Det er således relevant, at undersøge effekten af at renseanlægget fungerer bedre end kravene i vandmiljøplanen. Der er valgt at undersøge konsekvensen af en udløbskvalitet på h.h.v. 0,7 mg/l og 0,3 mg/l.
- Der er forudsat, at alle bassiner i løsningerne T1-T3 udføres som overdækkede betonbassiner. Ved overløbet nær renseanlægget vil der i praksis ofte være mulighed for at udføre et billigere åbent bassin.
- Der er forudsat, at i de traditionelle bassiner fjernes der ikke noget materiale. Der sker naturligvis en vis fjernelse ved sedimentation, og der er undersøgt, hvorledes en fjernelse på h.h.v. 20% og 50% indvirker på resultatet. En fjernelse på 50% forudsætter en specialkonstruktion af bassiner, som skønnes at forøge prisen med 30%.

Hver af disse følsomhedsanalyser er i bilag 4 præsenteret med to figurer, én for det samlede opland og én for alene den fælleskloakerede del, inklusiv renseanlæg.

Disse figurer viser naturligvis en vis indvirkning på de tidligere foretagne konklusioner. Det er bemærkelsesværdigt, at ingen af følsomhedsanalyserne viser, at den lokale rensning er totalt uegnet. I visse sammenhænge er den ikke helt så velegnet som traditionelle løsninger, men pris og fjernelse er af samme størrelsesorden for de to løsninger.

Følgende forhold kan konkluderes:

- Ved en bedre afløbskvalitet på renseanlægget bliver den traditionelle løsning mere konkurrencedygtig.
- Såfremt der kan laves billigere bassiner bliver den traditionelle løsning mere konkurrencedygtig
- Indregning af en beskeden stoffjernelse i de traditionelle bassiner gør den traditionelle løsning mere konkurrencedygtig.
- Investering i at forøge stoffjernelsen ved specielle og kostbare udformninger af forsinkelsesbassinerne kan ikke svare sig, da selv en 50% fjernelse af en i forvejen lille udledt mængde ikke giver signifikante forbedringer. Til gengæld vil dette gøre kombinationsløsningen attraktiv.

- I ingen af eksemplerne vil det være fordelagtigt at etablere lokal rensning for fosfor på separate regnvandsudløb v.h.a. hvirvelseparatorer.

5.6 Sammenfatning

Med udgangspunkt i de forudsætninger, som ligger til grund for dette beregningseksempel kan der konkluderes følgende for rensningen af fosfor i regnvand:

- Ved de lokale rensemetoder kan der i flere tilfælde opnåes en rensning, som er ligeså billig, eller billigere end traditionel fjernelse af fosforudledningen ved etablering af forsinkelsesbassiner.
- Anvendelsen af hvirvelseparatorer ved separate regnvandsudløb ser ikke ud til at give en tilstrækkeligt effektiv rensning for fosfor i forhold til omkostningerne.
- Følsomhedsanalyser viser, at optimering af pris og stoffjernelse i traditionelle forsinkelsesbassiner gør disse mere konkurrencedygtige. Samme virkning opnås såfremt renseanlægget giver en rensning der er bedre end vandmiljøplanens krav. I ingen af disse tilfælde bliver de traditionelle metoder dog signifikant bedre end metoderne til lokal rensning.

Der melder sig så naturligt et ønske om at kunne generalisere disse konklusioner til følgende områder:

- for andre udformninger af byerne
- for andre stoffer
- for virkning overfor ekstremudledninger.

Andre byer

Det væsentligste forhold der skal iagttages er forholdet mellem separat- og fælleskloakeret areal.

Såfremt udledningen fra renseanlægget sker til en anden (og mindre sårbar) recipient end de regnvandsbetingede udledninger vil dette tale til fordel for de traditionelle forsinkelsesbassiner. Såfremt byen derudover har en dominerende andel fælleskloakeret areal vil dette forstærke tendensen. Dette skyldes, at den mest effektive metode til lokal rensning i fællessystemer er flotation, og dette anlæg anses det for nødvendigt at placere, hvor der kan være stadigt tilsyn med maskinerne, d.v.s. i nærheden af det eksisterende renseanlæg. Der er således kun ét overløb der kan forsynes med dette rensesystem. For de øvrige overløb i oplandet resterer kun anvendelsen af hvirvelseparatorer, der ikke giver så effektiv en rensning for fosfor.

Dette vil sige, at byer der alene er fælleskloakerede, hvor udledningen fra renseanlægget sker til en anden og mere robust recipient end de regnvandsbetingede udledninger vil det være mest fordelagtigt at anvende traditionelle forsinkelsesbassiner til nedbringelse af forureningen fra overløbene.

I alle andre tilfælde bør man undersøge mulighederne af effekt af lokal rensning for det enkelte opland.

Andre stoffer

Alle de beskrevne rensemetoder virker primært ved fjernelse af partikulært materiale. Fosfor i regnvand og overløbsvand er fordelt med hhv. ca. 70% og ca. 50% partikulært bundet og hhv. 30% og 50% opløst. Stoffer, der har samme fordeling eller en større andel partikulært bundet materiale (Organisk stof og tungmetaller) vil forventeligt følge samme mønster som fosfor. Til gengæld vil stoffer der primært findes på opløst form ikke reduceres væsentligt ved lokal rensning, og de traditionelle forsinkelsesbassiner vil give en større effekt. De højere rensegrader for organisk stof ved hvirvelseparation vil bevirke, at for organisk stof bliver lokal rensning fordelagtig.

Ekstremværdiproblemer

De væsentligste recipientproblemer der er knyttet til ekstreme udledninger fra enkelte regnhændelser er:

- Iltsvind fra udledningen af organisk stof
- Badevandsforurening fra udledning af bakterier
- Hydraulisk overbelastning

De to sidste problemer kan den lokale rensning ikke bedre på. I disse tilfælde må man afskære/udjævne overløbsvandet ved bassinerne.

Ses alene på de rapporterede fjernelsesgrader vil der også i ekstreme situationer kunne fjernes store stofmængder. Der foreligger imidlertid ingen erfaringer for driften under disse forhold, og det er tvivlsomt om den vil være stabil ved meget store vandføringer.

Udledningerne fra separatsystemer vil sjældent være årsag til ekstreme iltsvind og i disse tilfælde vil fjernelse i plantebaserede bassiner give en rimelig rensning.

Øvrige forhold

Overlagsmæssige beregninger viser, at omkostningen ved at udbygge et eksisterende MBK-anlæg med filter til forbedret fosforfjernelse koster ca. 2000 kr. pr. kg fosfor fjernet. Man skal altså ikke rense regnvandet før rensningen på alle tilknyttede renselanlæg til den givne recipient er forbedret mest muligt.

6 Litteraturliste

Anonym (1979), A cheap solution to pollution from combined-sewer overflows, *Civil Engineering, ASCE*, vol. 49, no. 11, 83.

Balmforth, D.J. (1986), Effectiveness of storm sewage overflow structures in handling gross polluting solids. In TNO Committee on Hydrological Research, Proceedings and Information no. 36, Conference on Urban Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters, EWPCA, Wageningen, the Netherland, Oct. 6-9,1986, 119-132.

Balmforth, D.J., S.J. Lea and E.J. Sarginson (1984), Development of a vortex storm sewage overflow with peripheral spill. In: P. Balmér, P.-A. Malmqvist and A. Sjöberg (eds.), *Analysis and Design of Stormwater Systems*, vol. 1, Proceedings of the third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, 1984, 107-116.

Balmforth, D.J., S.J. Lea and E.J. Sarginson (1987), The vortex overflow - theory into practise. In: W. Gujer and V. Krejci (eds.), *Urban Storm Water Quality, Planning and Management*, proceedings of 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland, Aug. 31-Sep. 4, 1987, 109-110.

Benefield, L.D. and C.W. Randall (1980), *Biological process design for wastewater treatment*, Prentice-Hall, pp 526.

Benjes, H.H. and R. Field (1978), Estimate sewer overflow facility costs, *Water and Wastes Engineering*, vol. 15, no. 9, 56-62.

Binnie and Partners (1986), *Sediment movement in combined sewerage and storm-water drainage systems*, CIRIA Research Project No. 366.

Boto, K. G. and W. H. Patrick (1979), Role of wetlands in the removal of suspended sediments. In: P. E. Greason et al. (eds), *Wetlands Functions Values - the state of our understanding*, American Water Resources Association, Minneapolis, Minnesota, 479-489.

Brombach, H. (1987), Liquid-solid separation at vortex-storm-overflows. In: W. Gujer and V. Krejci (eds.), *Urban Storm Water Quality, Planning and Management*, proceedings of 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland, Aug. 31-sep. 4, 1987, 103-108.

Brombach, H. (1991), Wirbelabscheider a/s Alternative zur Mischwasserspeicherung, notat, pp. 21.

Burrows, R., H.M.A. Kamil and D.R. Pateman (1984), A circular shaft overflow chamber for large interceptor schemes. In: P. Balmér, P.-A. Malmqvist and A. Sjöberg (eds.), *Analysis and Design of Stormwater Systems*, vol. 1, proceedings of the third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, 1984, 97-106.

Bursztynsky, T.A., D.L. Feuerstein, W.O. Madaus and C.H.Huang (1975), Treatment of Combined Sewer overflows by dissolved air flotation, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA-600/2-75-033 pp. 214.

Cowen, W.F. and G.F. Lee (1976), Phosphorus availability in particulate materials transported by urban runoff, J. Water Pollution Control Federation, vol. 48, no. 3, 580-591.

COWiconsult (1990), Etablering af vådområder og laguner ved tilløbene til Sjælsø, rapport til Sjælsøarbejdsgruppen.

COWiconsult (1989), Reduktion i belastningen fra separate regnvandsudløb i Nive å-oplandet, rapport til Hovedstadsrådet.

COWiconsult (1990), Vejvand, rapport vedrørende Vejdirektoratets miljøpolitik, pp 15.

Diaper, E.W.J. and G.E. Glover (1971), Microstraining of combined sewer overflows, J. Water Pollution Control Federation, vol. 43, no. 10, 2101-2113.

Driscoll, E.D. (1983), Performance of detention basins for control of urban runoff quality, proceedings of 12th International Symposium on Urban Hydrology, Hydraulics and Sediment Control, University of Kentucky, Lexington.

Edzwald, J.K., J.P.Malley and C. Yu (1990), A conceptual model for dissolved air flotation in water treatment, proceedings from a IW-SA/IAWPRC joint specialized Conference on Coagulation, Flocculation, Filtration, Sedimentation and Flotation, Jönköping, Sweden; Water Supply, vol. 8, 141-150.

Ellis, J.B. (1989), The quality of urban discharges, In J.B. Ellis (ed.), Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts, Advances in Water Pollution Control, Pergamon Press, 1-8.

Ellis, J.B. (1986), Pollutional aspects of urban runoff. In H.C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes (eds.), Urban Runoff Pollution, Proceedings of a workshop on Urban Runoff Pollution, Montpellier, France, Aug. 25-30, 1985. Nato ASI Series G: Ecological Sciences, vol 10, Springer Verlag, 1-38.

Ellis, J.B. (1985), The development of environmental criteria for urban detention pond design in the UK, In: L.A. Roesner, B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), Design of Urban Runoff Quality Controls, American Society of Civil Engineers, 14-27.

Field, R., A.N. Tafuri and H.E. Masters (1977), Urban runoff pollution control technology overview, US Environmental Protection Agency, EPA 600/2-77-047.

Field, R. (1975), The dual functioning swirl combined sewer overflow regulator/concentrator, Water Research, vol. 9, no. 5/6, 507-512.

Field, R. and J.A. Lager (1975), Urban runoff pollution control - state-of-the-art, Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE., vol. 101, no. EE1, 107-125.

Field, R. (1984 a), The USEPA Office of Research and Development's view of combined sewer overflow control. In: P. Balmer, P.-A. Malmqvist and A. Sjöberg (eds.), Supplements, vol. 4, proceedings of the third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, 1984, 1333-1356.

Glover, G.E. and P.M. Yatsuk (1970), Microstraining and disinfection of combined sewer overflows, Water Pollution Control Research Series, Federal Water Quality Administration, US Department of the Interior, pp 76.

Hammer, M.J. (1977), Water and Waste-Water Technology, John Wiley and Sons, pp 504.

Hartigan, J.P. (1989), Basis for design of wet detention basin BMP's, In: L.A. Roesner, B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), Design of Urban Runoff Quality Controls, American Society of Civil Engineers, 122-143.

Heinking, G. and N. Wilcoxon (1985), Use of a swirl concentrator for combined sewer overflow management, Journal Water Pollution Control Federation, vol. 57, no. 5, 398-402.

Henze, M., P. Harremoës, J. la Cour Jansen og E. Arvin (1990), Spildevandsrensning - biologisk og kemisk, Polyteknisk Forlag, pp 299.

Henze, M. (1980), Videregående rensning af regnvand - en procesteknisk og økonomisk vurdering, Stads- og havneingeniøren, no. 4, 118-131.

Hoffman, E. J., J. S. Latimer, C. D. Hunt and J. G. Quinn (1985), Stormwater runoff from highways, Water, Air and Soil Pollution, vol 25, 249-264.

Hvitved-Jacobsen, T. and Y.A. Yousef (1988), Analysis of rainfall series in the design of urban drainage control systems, Water Research, vol. 22, no. 4, 491-496.

Hvitved-Jacobsen, T., Y.A. Yousef and M.P. Wanielista (1989), Rainfall analysis for efficient detention ponds. In: L.A. Roesner, B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), Design of Urban Runoff Quality Controls, American Society of Civil Engineers, 214-222.

Hvitved-Jacobsen, T. (1990), Design criteria for detention pond quality. In: H.C. Torno (ed.), Urban Stormwater Quality Enhancement - Source Control, Retrofitting and Combined Sewer Technology, proceedings of an Engineering Foundation Conference, Davos, Switzerland, Oct. 22-27, 1989, 111-130.

Hvitved-Jacobsen, T., Y.A. Yousef, M.P. Wanielista and D.B. Pearce (1984), Fate of phosphorus and nitrogen in ponds receiving highway runoff, The Science of the Total Environment, vol. 33, 259-270.

Hvitved-Jacobsen, T. (1986), Conventional pollutant impacts on receiving waters, a review paper. In H.C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes (eds.), Urban Runoff Pollution, proceedings of a workshop on Urban Runoff Pollution, Montpellier, France, Aug. 25-30, 1985. Nato ASI Series G: Ecological Sciences, vol. 10, Springer Verlag, 345-378.

Hvitved-Jacobsen, T., K. Keiding and Y.A. Yousef (1987), Urban runoff pollutant removal in wet detention ponds. In W. Gujer and V. Krejci (eds.), Urban Storm Water Quality, Planning and Management, proceedings of 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland, Aug. 31-Sep. 4, 1987, 137-142.

Hvitved-Jacobsen, T. (1987), Fjernelse af næringssalte i våde regnvandsbassiner - dansk viden og udvikling, Konference om næringssaltfjernelse, Ingeniørsammenslutningen, Aalborg, 24. februar 1987, pp 9.

Hydro Research & Development (1983), Hydro-dynamic separator, publication no. TP2, Hydro International Ltd.

Innerfeld, H., A. Forndran, D.D. Ruggiero and T.J. Hartman (1979), Dual process high-rate filtration of raw sanitary sewage and combined sewer overflows, US Environmental Protection Agency, EPA 600/2-79-015.

Innerfeld, H. and D.D. Ruggiero (1980), Ultra-high-rate filtration of raw and combined sewer overflows, J. Water Pollution Control Federation, vol. 52, no. 12, 2931-2945.

Japan Sewage Works Association (1990), Sewage works in Japan 1990, 10th anniversary issue, pp 155.

Johansen, O.J. (1987), Driftsundersøkelse av virveloverløp, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd, prosjektrapport 48/86, pp 52.

Johansen, N.B. (1985), Discharge to receiving waters from sewer systems during rain, Ph. D. thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby, pp 287.

Lager, J.A., W.G. Smith, W.G. Lynard, R.M. Finn and E.J. Finnemore (1977), Urban stormwater management and technology: update and user's guide, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA, EPA 600/8-77-014, pp 313.

Lager, J.A. and W.G. Smith (1974), Urban stormwater management and technology - an assessment, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA, EPA 670/2-74-040, pp 447.

Latimer, J.S., G.L. Mills, E.J. Hoffman and J.G. Quinn (1986), Treatment of solids and petroleum hydrocarbons in storm runoff with an on-site detention basin, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 36, no. 4, Springer-Verlag, New York, 545-555.

Lee, J.A., C.S. Shih and J.A. De Filippi (1972), Filtering combined sewer overflows, J. Water Pollution Control Federation, vol. 44, no. 7, 1317-1333.

Livingston, E.H. (1989), State perspective on water quality criteria. In: L.A. Roesner, B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), *Design of Urban Runoff Quality Controls*, American Society of Civil Engineers, 49-67.

Lygren, E. and T. Damhaug (1986), The swirl concentrator as an urban runoff treatment device. In: H.C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes (eds.), *Urban Runoff Pollution*, NATO ASI Series, vol. G 10, Springer-Verlag, 713-724.

MacArthur, D.A. (1979), Swirl Concentrators for combined sewer overflow, *Journal of the New England Water Pollution Control Association*, vol. 13, no. 1, 54-74.

Martin, E.H. (1989), Mixing and residence times of stormwater runoff in a detention system. In: L.A. Roesner, B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), *Design of Urban Runoff Quality Controls*, American Society of Civil Engineers, 164-179.

Meinholz, T.L., D.A. Gruber, R.A. Race, C.A. Hansen, J.H. Moser and M.J. Clark (1979), *Screening/flotation treatment of combined sewer overflows; Volume II: Full-scale operation*, Racine, Wisconsin, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, US Environmental Protection Agency, EPA 600/2-79-106 A.

Meyer, J.L. (1985), A detention basin/artificial wetland treatment system to renovate stormwater runoff from urban, highway and industrial areas, *Journal of the Society of Wetland Scientists*, vol. 5, 135-146.

Miljøstyrelsen (1981), *Regnvandsundersøgelser - Vallensbæk Søerne 1979-80*, Miljøprojekt nr.33, rapport udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Nakamura, E., T. Kawai and N. Ozawa (1987), Physical treatability of wet weather combined sewage. In: W. Gujer and V. Krejci (eds.), *Urban Storm Water Quality Planning and Management*, proceedings of 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland, 155-160.

Nebolsine, R., P.J. Harvey and C.Y. Fan (1972), High rate filtration of combined sewer overflows, *Water Pollution Control Research Series 11023 EYI 04/72*, US Environmental Protection Agency, pp 339.

Nishida, T., Y. Andou and H. Kanari (1990), Settleable and floating solids liquids separation by a forced vortex in a circular chamber. In: Y. Iwasa and T. Sueishi (eds.), *Drainage Systems and Runoff Reduction*, vol. 2, proceedings of the Fifth International Conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, 1990, 939-944.

NURP, Nationwide Urban Runoff Program (1983), *Final report of the Nationwide Urban Runoff Program*, vol. 1, Water Planning Division, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.

Pearson, H. (1990), Waste stabilization ponds, paper presented at ERASMUS Short Course on Alternative Methods for Coastal Wastewater Disposal, Porto Carras, Greece, June 23-28, 1990, pp 50.

- PH-consult (1989), Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn, rapport til Miljøstyrelsen, pp 232.
- PH-Consult (1989 a), Bearbejdning af danske måledata af regn og stoftransport, rapport til Miljøstyrelsen, pp 86.
- Pisano, W.C., N. Thibault and G. Forbes (1990), The vortex solids separator, *Water Environment and Technology - WPCF*, vol. 2, no.5, 64-71.
- Pisano, W.C., D.J. Connick and G.L. Aronson (1984), Swirl and helical bend regulator/concentrator for storm and combined sewer overflow control, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA, EPA 600/2-84-151.
- Pisano, W.C. (1990), Recent United States experience with designs of German vortex solids separator for CSO control. In: Y. Iwasa and T. Su-eishi (eds.), *Drainage Systems and Runoff Reduction*, vol. 2, proceedings of the Fifth International Conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, 1990, 933-938.
- Pisano, W.C. (1989), Swirl concentrators revisited - the American experience and new German technology. In: Roesner, L.A., B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), *Design of Urban Runoff Quality Controls*, proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practices and Design Criteria for Urban Quality Control, Potosi, Missouri, USA, July 10-15, 1988, ASCE-publication, 390-401.
- Pisano, W.C., N. Thibault and G. Forbes (1990), The vortex solids separator, *Water Environment and Technology - WPCF*, vol. 2, no.5, 64-71.
- Rexnord, Inc. (1984), Sources and migration of highway runoff pollutants - volume 3 - research report, Prepared for US Federal Highway Administration, Report no. FHWA/RE - 84/059.
- Rhodes Technology Corporation (1970), Dissolved -air flotation treatment of combined sewer overflows, Federal Water Pollution Control Administration, Department of the Interior, PB 189775.
- Samfundsteknik, PH-Consult og Haderslev kommune (1991), Overdækkede bassinanlæg i fællessystemer - rapport til udformning, drift og vedligeholdelse af overdækkede bassinanlæg, Vandrensningsrådet, pp. 46.
- Sartor, J.D., G.B. Boyd and F.J. Agardy (1974), Water pollution aspects of street surface contaminants, *J. Water Pollution Control Federation*, vol. 46, no. 3, 458-467.
- Spildevandskomiteen (1985), Forurening af vandløb fra overløbsbygværker, skrift nr. 22, pp. 121.
- Stanley, N.F. and P.R. Evans (1977), Flocculation-flotation aids for treatment of combined sewer overflows, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA, US Environmental Protection Agency, EPA 600/2-77-140.
- Sullivan, R.H., J.E. Ure, F. Parkinson and P. Zielinski (1982), Design manual: Swirl and helical bend pollution control devices, American Public Works Association, Chicago, Ill., USA, EPA 600/8-82-013.

Sullivan, R.H. et al. (1978), The swirl primary separator: Development and pilot demonstration, US Environmental Protection Agency, EPA 600/2--78-122.

Svensson, G. (1987), Modelling of solids and heavy metal transport from small urban watersheds, Ph. D. thesis, Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Gothenburg, Sweden, PP 210.

Sørensen, M.S. (1990), Stofseparation i overløbsbygværker, Erhvervsforskerprojekt EF212, foreløbigt tryk, pp 151.

Tchobanoglous, G. (1979), Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse, Metcalf and Eddy, 2nd edition, McGraw-Hill Book Company, pp 920.

Urbonas, B. (1984 a), Summary of findings by ASCE task committee on detention outlets. In: P. Balmér, P.A. Malmqvist and A. Sjöberg (eds.), Modelling of Storm Sewer Systems, vol. 2, proceedings of the third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, 1984, 733-742.

Urbonas, B. (1984 b), Report on 1982 Engineering Foundation Conference on Stormwater detention facilities, In: P. Balmér, P.A. Malmqvist and A. Sjöberg (eds.), Modelling of Storm Sewer Systems, vol. 2, proceedings of the third International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, June 4-8, 1984, 743-748.

Urbonas, B. and W.P. Ruzzo (1986), Standardization of detention pond design for phosphorus removal. In: H.C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes (eds.), Urban Runoff Pollution, NATO ASI Series vol. G 10, Springer-Verlag, 739-760.

USEPA, US Environmental Protection Agency (1986), Methodology for analysis of detention basins for control of urban runoff quality, Office of Nonpoint Source Branch, Washington, D.C., USA, EPA 440/5-87-001.

USFHWA (1987), Methodology for analysis of pollutant loadings from highway stormwater runoff, report submitted to US Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington DC, FHWA/RD - 87/086.

Verbanck, M., J.P. Vanderborght and P. Wollast (1990), Size distribution of suspended particles in combined sewers during dry and wet weather. In: Y. Iwasa and T. Sueishi (eds.), Drainage Systems and Runoff Reduction, proceedings of the 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, 1990, 891-896.

Viborg kommune (1988), Viborg Sørpe - rensedamme til regnvand, rapport fra Viborg kommune i samarbejde med Palle Christensen Aps og Thorkild Hvitved-Jacobsen, pp 24.

Weisman, D.A. and R. Field (1982), A planning and design guidebook for combined sewer overflow control and treatment, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, EPA 600/2-82-064.

Whipple, W. and J.V. Hunter (1981), Settleability of urban runoff pollution, J. Water Pollution Control Federation, vol. 53, no. 12, 1726-1731.

White, R.L. and T.G. Cole (1973), Dissolved air flotation for combined sewer overflows, Public Works, vol. 104, no. 2, 50-54.

WPCF (1989), Water Pollution Control Federation, Combined Sewer Overflow Pollution Abatement, manual of Practice no. FD-17, pp. 272.

Wulliman, J.T., M. Maxwell, W.E. Wenk and B. Urbonas (1989), Multiple treatment system for phosphorus removal. In: L.A. Roesner, B. Urbonas and M.B. Sonnen (eds.), Design of Urban Runoff Quality Controls, proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practices and Design Criteria for Urban Quality Control, Potosi, Missouri, USA, July 10-15, 1988, ASCE-publication, 239-257.

Yamada, K. (1982), Relation between sediment size and pollutant contained in urban area. In: B.C. Yen (ed.), Urban Stormwater Quality, Management and Planning, proceedings of the Second International Conference on Urban Storm Drainage, Urbana, Ill., USA, June 14-19, 1981, 201-208.

Yousef, Y.A., T. Hvitved-Jacobsen, M.P. Wanielista and H.H. Harper (1987), Removal of contaminants in highway runoff flowing through swales, The Science of the Total Environment, vol. 59, 391-399.

Yousef, Y.A., M.P. Wanielista, H.H. Harper and T. Hvitved-Jacobsen (1986), Best management practices - effectiveness of retention/detention ponds for control of contaminants in highway runoff, report submitted to Florida Department of Transportation, pp 138.

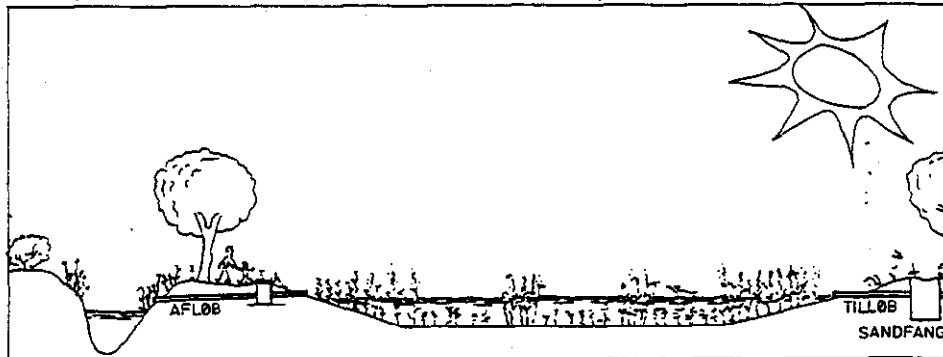
Designblade

TYPE A: REGNVANDBASSIN MED PERMANENT VANDSPEJL

Permanent vandspejl, beplantet bassin med horisontal gennemstrømning

Metodebeskrivelse:

SNIT, HORIZONTAL GENNEMSTRØMNING, (TYPE A)



Udføres som åbne jordbassiner med tæt bund, således at der kan opretholdes permanent vandstand i bassinet. Lagunen beplantes med vand- og sumplanter.

Stoffjernelsen sker for partikulært stof ved sedimentation og adsorption. Den opløste stoffraktion fjernes ved planteoptag.

I tilløbet til lagunen etableres sandfang. Sandfang kan eventuelt udføres som et mindre jordbassin.

Forventet renseeffekt:	%-reduktion separatsystem regnvand	%-reduktion fællessystem overløbsvand
SS	60 - 90	
BI ₅	50 - 90	
TOT-N	15 - 30	ingen
TOT-P	50 - 75	data
Patogene kim	50 - 90	
Tungmetaller	50 - 90*	

* Renseeffekten afhænger af type af tungmetal

Erfaringer :

Erfaringer primært fra USA.
Enkelte danske erfaringer, bl.a. Viborg kommune.

Fordele :

Ingen mekaniske dele
Prisbillig
Kræver ringe pasning og vedligeholdelse
Kan indgå som landskabslement
God rensningsgrad for fosfor

Ulemper :

Arealkrævende

TYPE A: REGNVANDSBASSIN MED PERMANENT VANDSPEJL

Permanent vandspejl, beplantet bassin med horisontal gennemstrømning

Dimensioneringskriterier:

Volumen 150-250 m³/red. ha. (excl. magasinerings). Kan evt. dimensioneres ud fra lokal regnserie og SAMBA-model for oplandet.

Vanddybde højst 1 m, gerne mindre.

Længdegennemstrømning dvs. længde/breddeforholdet på 2-4.

Indløbs- og udløbsarrangement dimensioneres ud fra kravet til mindst mulig hydraulisk forstyrrelse i bassinet. Der bør være mulighed for mængdeproportional prøvetagning.

Sandfanget dimensioneres traditionelt på basis af vandhastighed. Erfaringsmæssigt vil det være nødvendigt med 10-15 m²/red. ha.

Anvendelsesmuligheder/begrænsninger:

Da bassinet udformes med åben overflade og samtidig er mere eller mindre tilgængeligt for offentligheden, bør bassintypen normalt kun anvendes til separate regnvandssystemer.

Økonomi (excl. moms):

	Anlægsomkostninger	Driftsomkostninger
100 m ³	ca. 1400 kr./m ³	Løn til drifts-personale
1.000 m ³	ca. 550 kr./m ³	Afskrivning på anlæg
10.000 m ³	ca. 450 kr./m ³	

Priserne der indeholder entreprenøruddgifter og tillæg afspejler landsgennemsnit og er prisniveau 1990. Priserne er excl. udgifter til arealerhvervelse.

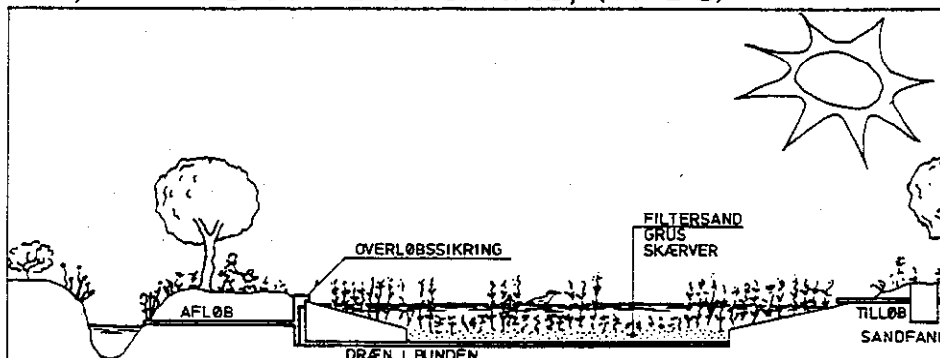
Øvrige forhold:

TYPE B: REGNVANDSBASSIN MED PERMANENT VANDSPEJL

Permanent vandfyldt, beplantet bassin med vertikal gennemstrømning (grusfilter)

Metodebeskrivelse:

SNIT, VERTIKAL Gennemstrømning, (TYPE B)



Udføres som åbne jordbassiner med tæt bund, således at der kan opretholdes permanent vandstand i bassinet. Lagunen beplantes med vand- og sumplanter.

Stoffjernelsen sker for partikulært stof ved sedimentation og adsorption. Den opløste stoffraktion fjernes ved planteoptag.

I tilløbet til lagunen etableres sandfang. Sandfang kan udføres som et mindre jordbassin.

I lagunens bund indbygges der et grusfilter.

Forventet renseseffekt:

	%-reduktion separatsystem regnvand	%-reduktion fællessystem overløbsvand
SS	70 - 95	
BI ₅	55 - 95	
TOT-N	15 - 30	ingen
TOT-P	15 - 30	data
Patogene kim	90 - 99	
Tungmetaller	50 - 90*	

* Renseeffekten afhænger af type af tungmetal

Erfaringer :

Erfaringer primært fra USA.
Enkelte danske erfaringer.

Fordele :

Ingen mekaniske dele
Prisbillig
Kræver ringe pasning og vedligeholdelse
Kan indgå som landskabselement
Særlig god rensning for SS, organisk stof og N

Ulemper :

Arealkrævende
Ring rensningsgrad for fosfor på grund af risiko for mineralisering og genopløsning.

TYPE B: REGNVANDSBASSIN MED PERMANENT VANDSPEJL

Permanent vandspejl, beplantet bassin med vertikal gennemstrømning (grusfilter)

Dimensioneringskriterier:

Volumen 150-200 m³/red.ha. (excl. magasinering). Kan eventuelt dimensioneres ud fra lokal regnserie og en SAMBA-model.

Vanddybde højst 1 m, gerne mindre. Længdegennemstrømning dvs. længde/breddeforholdet på 2-4.

Indløbs- og udløbsarrangement dimensioneres ud fra kravet til mindst mulig hydraulisk forstyrrelse i bassinet. Der bør være mulighed for mængdeproportional prøvetagning.

Grusfilter i bunden bør have en tykkelse på ca. 0.5 m.

Sandfanget dimensioneres traditionelt på basis af vandhastighed. Erfaringsmæssigt vil det være nødvendigt med 10-15 m²/red. ha.

Anvendelsesmuligheder/begrænsninger :

Da bassinet udformes med åben overflade og samtidig er mere eller mindre tilgængeligt for offentligheden, bør bassintypen normalt kun anvendes til separate regnvandssystemer.

Økonomi (excl. moms) :

	Anlægsomkostninger	Driftsomkostninger
100 m ³	ca. 2000 kr./m ³	Løn til drifts- personale
1.000 m ³	ca. 850 kr./m ³	Afskrivning på materiel
10.000 m ³	ca. 700 kr./m ³	

Priserne der indeholder entreprenøruddgifter og tillæg afspejler landsgennemsnit og er prisniveau 1990. Priserne er uden tillæg for arealerhvervelse.

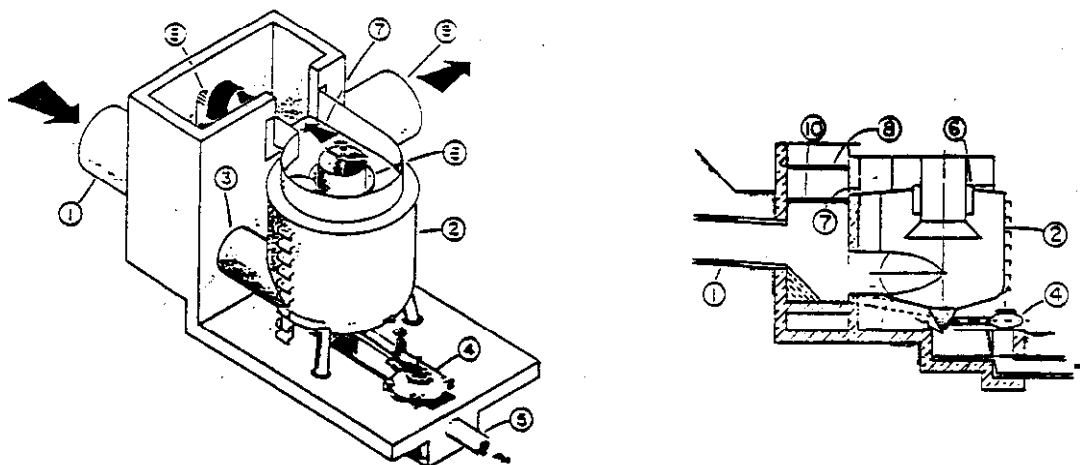
Øvrige forhold :

TYPE C: HVIRVELSEPARATOR

Metodebeskrivelse:

Det grundlæggende princip er, at en vandstrøm indeholdende suspenderet materiale opdeles i to delstrømme. En delstrøm med høj og én med lav partikelkoncentration. Separatoren består af en cylindrisk kammer uden bevægelige dele. Vandet tilledes tangentielt nær bunden af kammeret, hvorved der dannes en svagt roterende bevægelse i en bue med faldende radius. Der vil således dannes en svag hvirvel i centeret af kammeret, hvor de partikulære stoffer primært vil samles. Det opkoncentrerede vand udtages fra bunden af kammeret og ledes videre i kloaksystemet, hvorimod det "renere" vand via en overløbsrende ledes til recipient, bassin e.lign.

Hvirvelseparatorer findes i en række forskellige udgaver. På nedenstående figur er vist et principdiagram for en tysk udgave af en hvirvelseparator, som sandsynligvis vil vinde stor indpas i de kommende år. I afsnit 4 - Bearbejdning af udvalgte rensemetoder - er den tyske hvirvelseparator nærmere beskrevet.



Forventet renseseffekt:

	%-reduktion separatsystem regnvand	%-reduktion fællessystem overløbsvand
SS	20 - 40	40 - 60
BI ₅	20 - 40	40 - 50
COD	20 - 40	30 - 50
TOT-N	10 - 20	10 - 20
TOT-P	10 - 25	20 - 30

Erfaringer :

Enkelte danske erfaringer bl.a. Ullerslev og Holstebro kommuner.
Erfaringer primært fra England, USA og tildels Tyskland.

Fordele :

- Pladsbesparende
- Simpel funktion
- Ingen mekaniske dele
- Kan regulere vandstrømmen i den videregående ledning
- Effektiv ved "First flush"
- Prisbillig
- Relativ lille pasning og vedligeholdelse

Ulemper :

- Relativ stor variation i rensningsgrader
- Ringe virkningsgrad ved små stofkoncentrationer

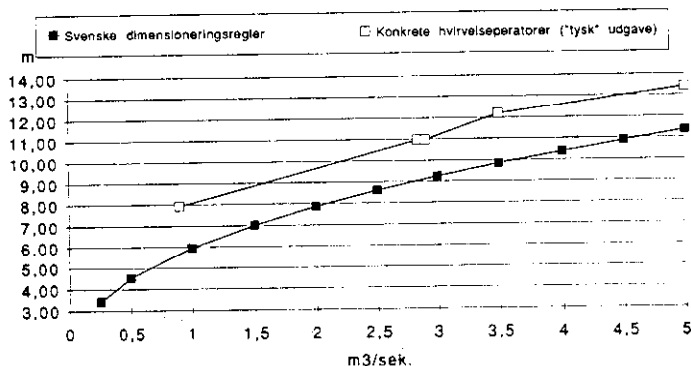
TYPE C: HVIRVELSEPARATOR

Dimensioneringskriterier:

Dimensionering af traditionelle hvirvelseparatorer er bl.a. beskrevet i amerikanske og svenske dimensioneringsregler. Dette er nærmere omtalt i arbejdsnotat nr. 3 - Bearbejdning af udvalgte rensemetoder.

Der er ikke fundet konkrete dimensioneringsregler for den tyske udgave af hvirvelseparatoren, som vurderes at danne skole for fremtidens udgave af hvirvelseparatorer.

På nedenstående figur er de svenske dimensioneringsregler (diameter som funktion af hydraulisk belastning) sammenlignet med konkrete amerikanske hvirvelseparatorer opbygget efter det tyske princip. Som det fremgår er diameteren for de amerikanske hvirvelseparatorer ca. 2 meter større end hvis de var dimensioneret efter svenske regler.



Anvendelsesmuligheder/begrænsninger:

Der er en række forskellige muligheder for indpasning i kloaksystemte, enten on- eller off-line, dvs. direkte på kloaknettet eller kun på den aflastede vandmængde. Desuden er det muligt at kombinere hvirvelseparatorer med bassiner. Mulighederne er nærmere beskrevet i afsnit 4 - Bearbejdning af udvalgte rensemetoder - med angivelse af en række fordele og ulemper ved de forskellige principper.

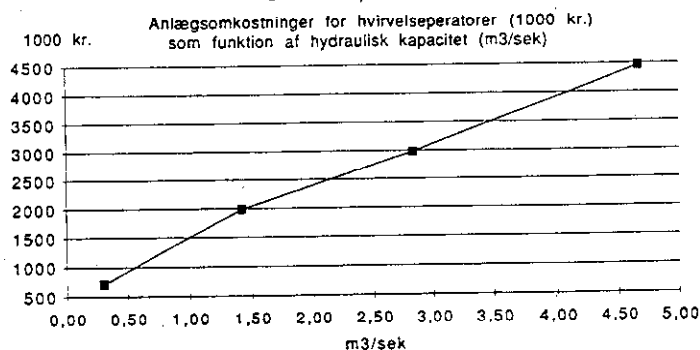
Økonomi (excl. moms):

Anlægsomkostninger

Af nedenstående figur fremgår en kurve for anlægsudgifter for hvirvelseparatorer som funktion af den hydrauliske belastning. Kurven er baseret på amerikanske hvirvelseparatorer opbygget efter det tyske princip. Prisniveau 1990 incl. tillæg.

Driftsomkostninger

Driftsomkostninger vil primært afhænge af lønudgifter i forbindelse med pasning og vedligeholdelse. Udgifter til vedligeholdelse udgør ca. 2-5% af anlægsudgifter (kr./år).



Øvrige forhold:

Pasning og vedligeholdelse afhænger af om hvirvelseparatoren er etableret som on- eller off-line system.

Bør tilses og eventuel spules ca. hver 14. dag.

Eventuel spules efter hver regnbegivenhed.

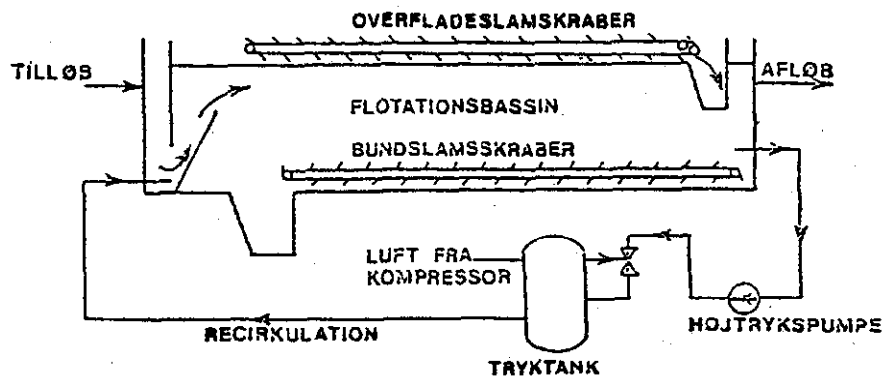
TYPE D: FLOTATION

Metodebeskrivelse:

Ved flotation forstås en proces, der v.h.a. små luftbobler opkoncentrerer slam på en vandoverflade. Ved flotationen er der mulighed for fjernelse af såvel flydestoffer (herunder olie/fedt), emulgerede stoffer samt suspenderede stoffer (både bundfældelige og ikke-bundfældelige). Det er således muligt ved flotation at fjerne stoffer, der normalt ikke vil fjernes ved almindelig sedimentation.

I et flotationsanlæg blandes indløbsvandet typisk med en delstrøm recirkuleret vand (10-20% af indløbsmængden). Det recirkulerede vand er i en tryktank blevet overmættet med atmosfærisk luft. Ved sammenblandingen frigives små luftbobler, der hæfter sig på slammet, hvorved den samlede massefylde af slampartiklen plus luftboblen bliver mindre end vandets, og således søger op til vandoverfladen. Fra vandoverfladen fjernes en skraber det koncentrerede slam. Partikler, hvortil luftboblerne ikke er adsorberet og som har tilstrækkelig densitet, vil sedimentere, hvorefter de kan fjernes med en bundskraber. Ved kemikalietilsætning kan partiklerne flokuleringssegenskab forbedres, hvorved rensningsgraden kan forøges.

Af nedenstående figur fremgår den principielle opbygning af et flotationsanlæg.



Forventet renseseffekt:

	% - reduktion - fællessystem - overløbsvand	
	uden kemikaliedos.	med kemikaliedos.
SS	40 - 60	60 - 80
BI ₅	40 - 60	50 - 60
COD	40 - 60	50 - 60
TOT-N	15 - 20	15 - 20
TOT-P	15 - 20	60 - 70

Erfaringer :

Ingen danske erfaringer.
Erfaringer primært fra USA.

Fordele :

Høje og stabile rensegrader
Velegnet ved varierende hydraulisk belastning
God fjernelse af flydestoffer
Ved en kemikaliedosering kan rensningseffekten speciel m.h.t. SS og tot-P forbedres

Ulemper :

Meget mekanisk udstyr
Dyr metode, specielt ved store vandmængder
Stort behov for tilsyn

TYPE D: FLOTATION

Dimensioneringskriterier:

Hydraulisk overfladebelastning	10-25 m ³ /m ² /h
Horisontal hastighed	0,7-2 cm/s
Opholdstider:	
- Flotationsbeholder	10-60 min.
- Flotationsbeholder (middel)	25 min.
- Mætningstank	1-3 min.
- Blandingstank	1 min.
Recirkulationsvandmængde	25-45%
Forholdet luft/recirkulationsmængde (m ³ /100 l pr. min.)	0.0075
Forholdet luft/suspenderet stof	0,05-0,35
Tryk i mætningstank	3-5 atm.

Anvendelsesmuligheder/begrænsninger :

Flotationsanlæg vurderes kun at være realistiske til rensning af overløbsvand fra fællessystem og ikke for regnvand fra separatsystem.

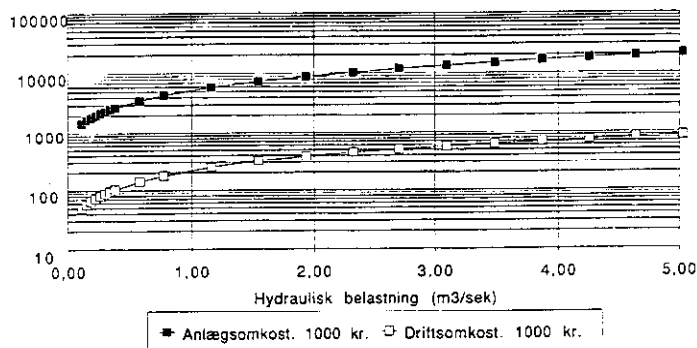
Økonomi (excl. moms) :

Anlægsomkostninger.

Af nedenstående figur fremgår prisoverslag for anlægsomkostninger til flotationsanlæg som funktion af den hydrauliske belastning, idet der forudsættes en hydraulisk overfladebelastning på 15 m³/m²/h. Priskurven er baseret på amerikanske erfaringer. Priserne er excl. arealerhvervelse, bygninger, kemikalieudstyr og slambehandlingsudstyr. Det skal bemærkes, at prisen kan variere meget afhængigt af kvalitetsniveau. Prisniveau 1990 incl. tillæg.

Driftsomkostninger

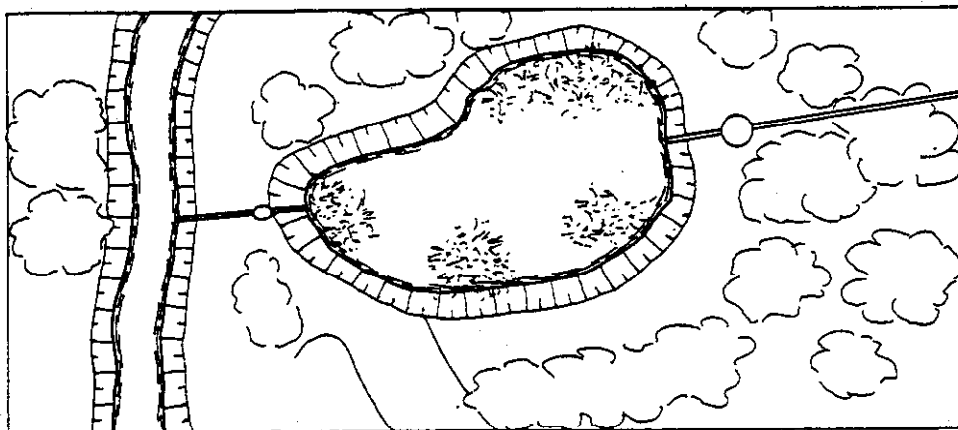
Af nedenstående fremgår overslag for driftsomkostninger baseret på amerikanske erfaringer. Driftsomkostningerne er incl. mandskab, alm. vedligeholdelse, el. men excl. eventuelle kemikalieudgifter.



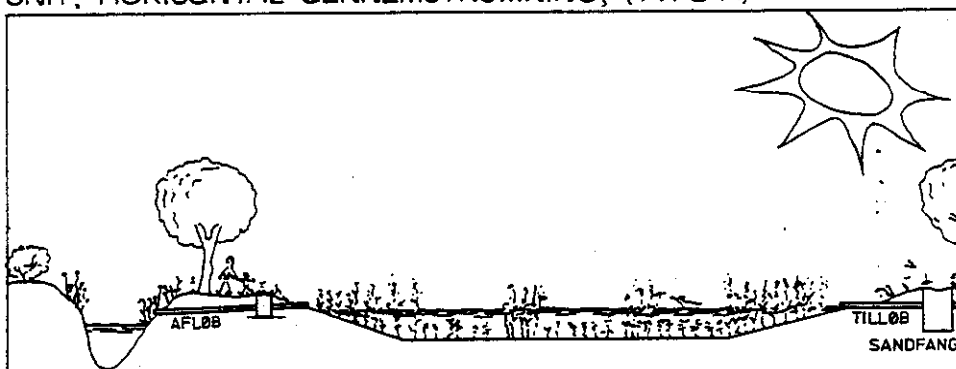
Øvrige forhold :

Kræver daglig tilsyn.
Eventuel kemikaliedosering bør ske efter en flowafhængig styring.
Kemikaliedosering er typisk.

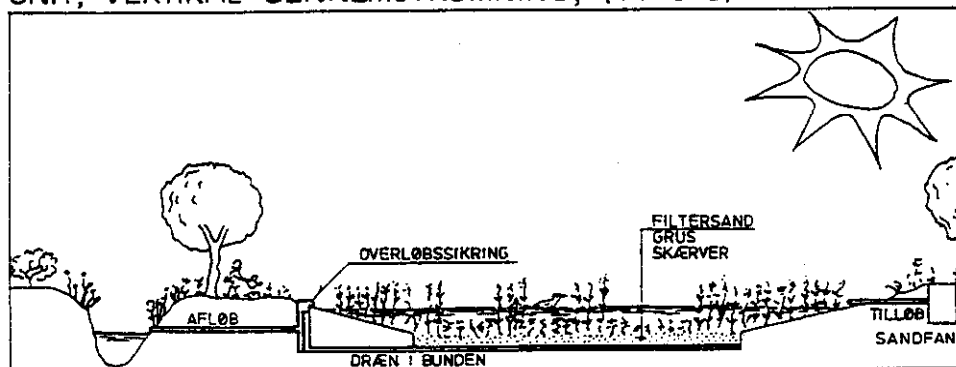
Principopbygning af åbne beplantede regnvandsbassiner



SNIT, HORIZONTAL GENNEMSTRØMNING, (TYPE A)



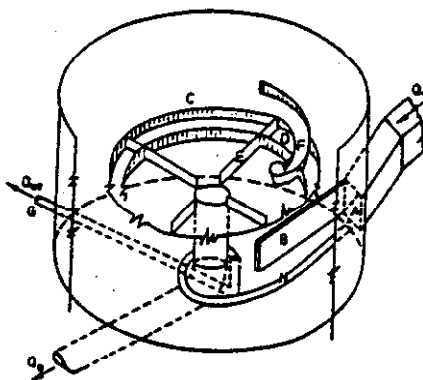
SNIT, VERTIKAL GENNEMSTRØMNING, (TYPE B)



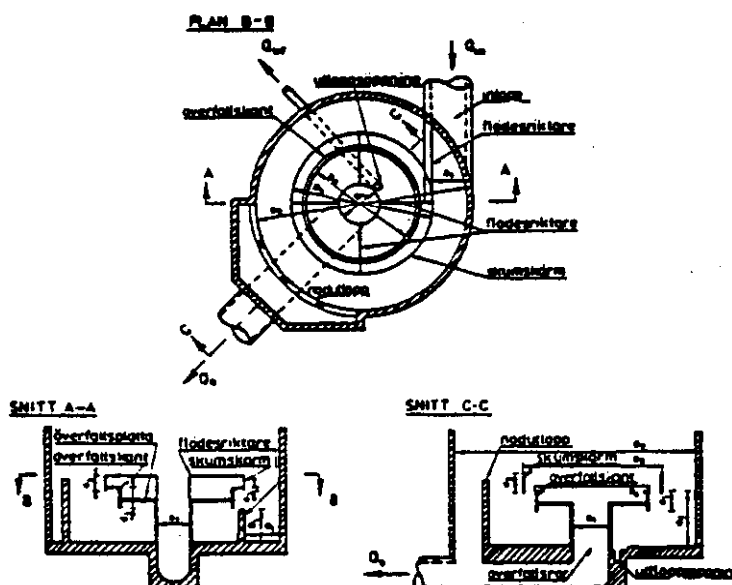
Summering af svenske dimensioneringsregler for traditionelle hvirvelseparatorer

I det følgende er kort beskrevet svenske dimensioneringsregler for traditionelle hvirvelseparatorer. Disse er nærmere beskrevet i "William et al. Bräddavlopp. Funktionsanalys, sanering och dimensionering av bräddavlopp. Byggeforskningsrådet, Stockholm, 1985".

Af nedenstående to figurer fremgår den principielle opbygning af en traditionel hvirvelseparator med angivelse af de enkelte anlægsdele samt relevante dimensionsbetegnelser:



- | | |
|-------------------------|------------------------------|
| A: Indløb | E: Flowdeflektor |
| B: Indløbsflowdeflektor | F: Opsamling for flydeslam |
| C: Flydeslamskant | G: Udløb for "beskidt" vand |
| D: Overfaldskant | H: Gulvrende for tørvejrflow |



Proceduren for dimensioneringen er følgende:

1) Fastlæg den dimensionsgivende indkommende vandmængde,
 $Q_{ind,dim}$ (m^3/s)

2) Hvirvelseparatorens totale indre diameter beregnes af:

$$D_2 = 0,91 * (Q_{ind,dim}/9,1*10^{-3})^{2/5} \text{ (m)}$$

3) Flydeslamskantens diameter beregnes af:

$$D_3 = 2/3 * D_2 \text{ (m)}$$

4) Overfaldskantens diameter beregnes af:

$$D_w = 5/9 * D_2 \text{ (m)}$$

5) Overfaldskantens højde beregnes af:

$$d_1 = 1/12 * D_2 \text{ (m)}$$

6) Flydeslamskantens højde beregnes af:

$$d_2 = 1/18 * D_2 \text{ (m)}$$

7) Vertikal afstand fra overfaldskant til flydeslamskantens underkant

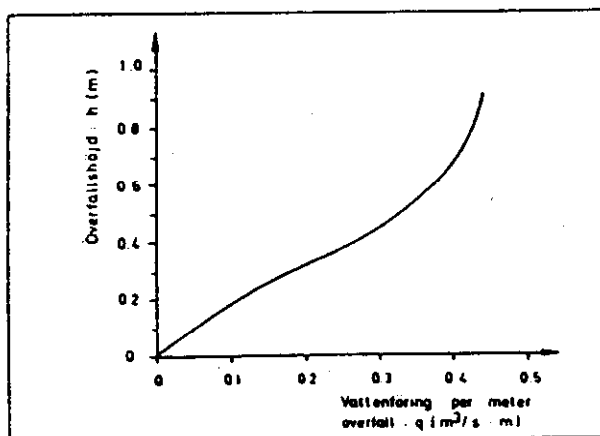
$$d_3 = 1/50 * D_2 \text{ (m)}$$

8) Niveauforskel mellem overfaldskant og bunden af kammeret ved tilløbet

$$d_4 = 1/4 * D_2 \text{ (m)}$$

9) Desuden er der angivet en nærmere specifikation af, hvorledes ren-
derne i kammerets bund udformes.

Det specifikke flow af rensset vand, q_B , som funktion af overfaldshøjden
kan bestemmes af nedenstående figur.



Udløbsflow af rensset vand, Q_B , beregnes som:

$$Q_B = q_B * \pi * D_w \text{ (m}^3\text{/s)}$$

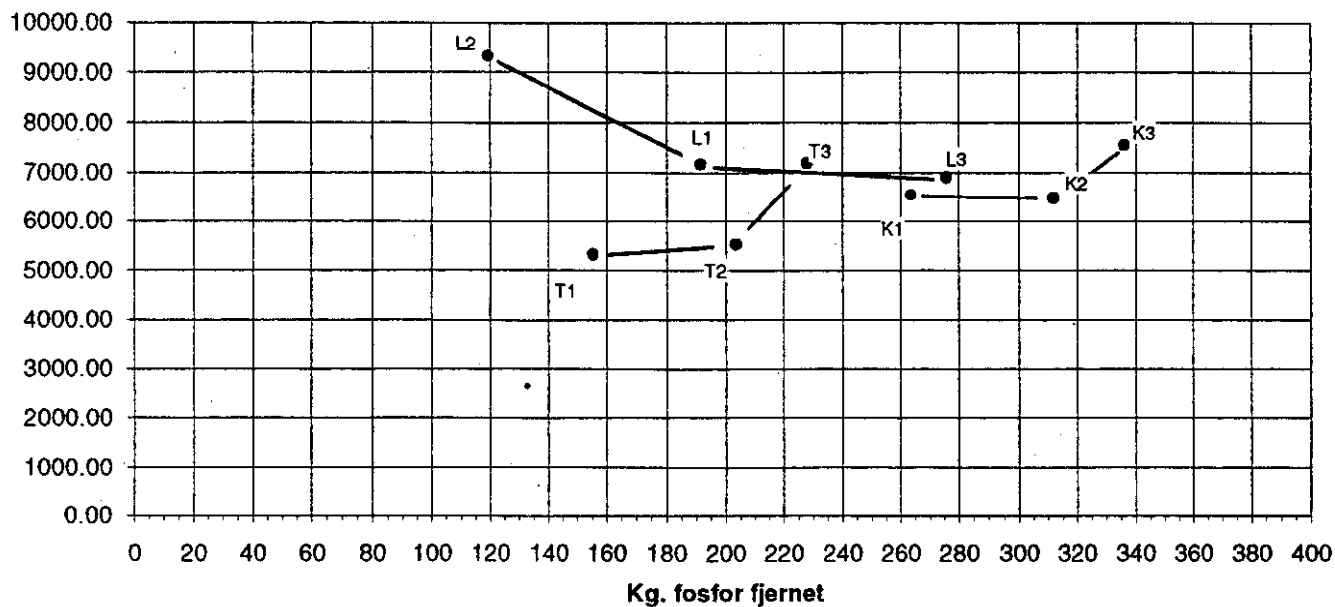
Det videregående flow af "beskidt" vand bør kunne reguleres v.h.a. flowregulator. Flowet bør ligge i intervallet 5-15 % af det dimensionsgivende indløbsflow ($Q_{ind,dim}$) for at opnå tilstrækkelig god rensningseffekt.

Følsomhedsanalyse

Hele oplandet

Kr. pr. kg fosfor fjernet

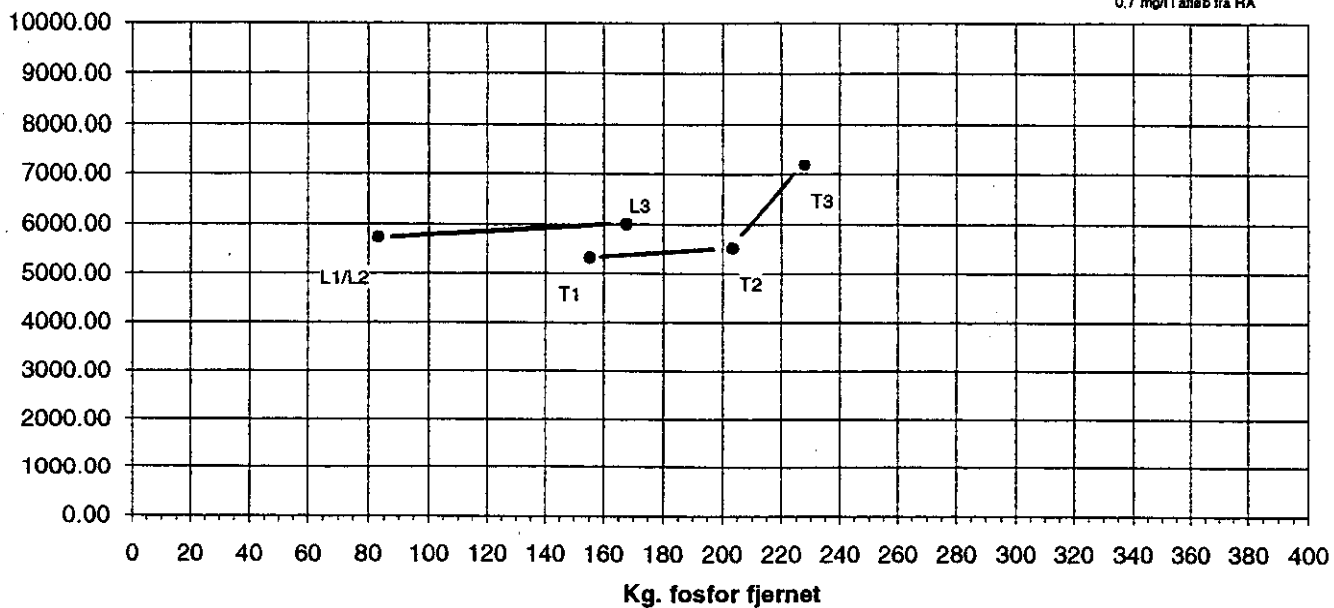
0,7 mg/l P i afløb fra RA



Fællessystem inklusiv renselanlæg

Kr. pr. kg fjernet fosfor

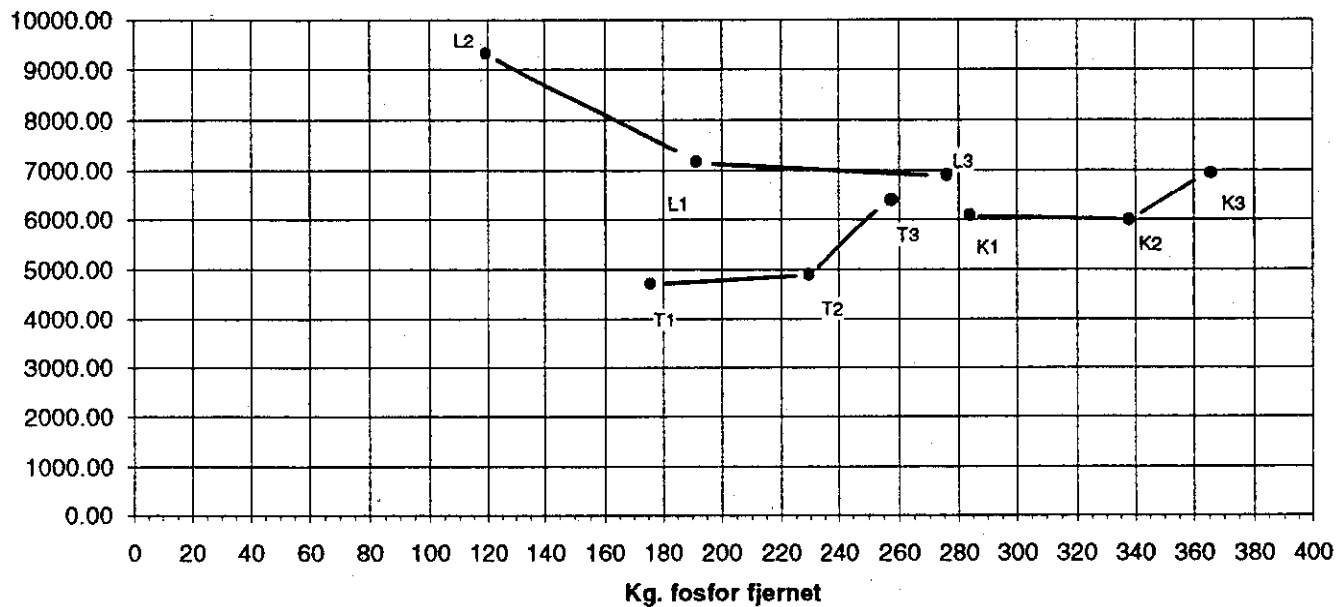
0,7 mg/l i afløb fra RA



Hele oplandet

Kr. pr. kg fosfor fjernet

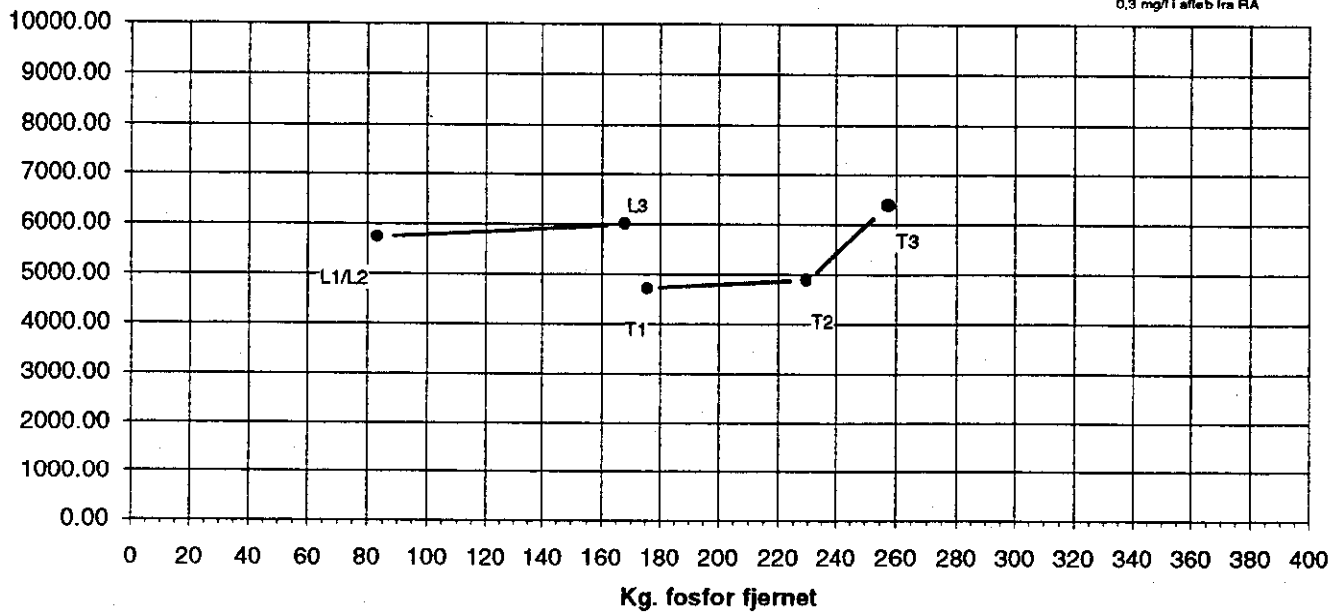
0,3 mg/l P i afløb fra RA



Fællessystem inklusiv renseanlæg

Kr. pr. kg fjernet fosfor

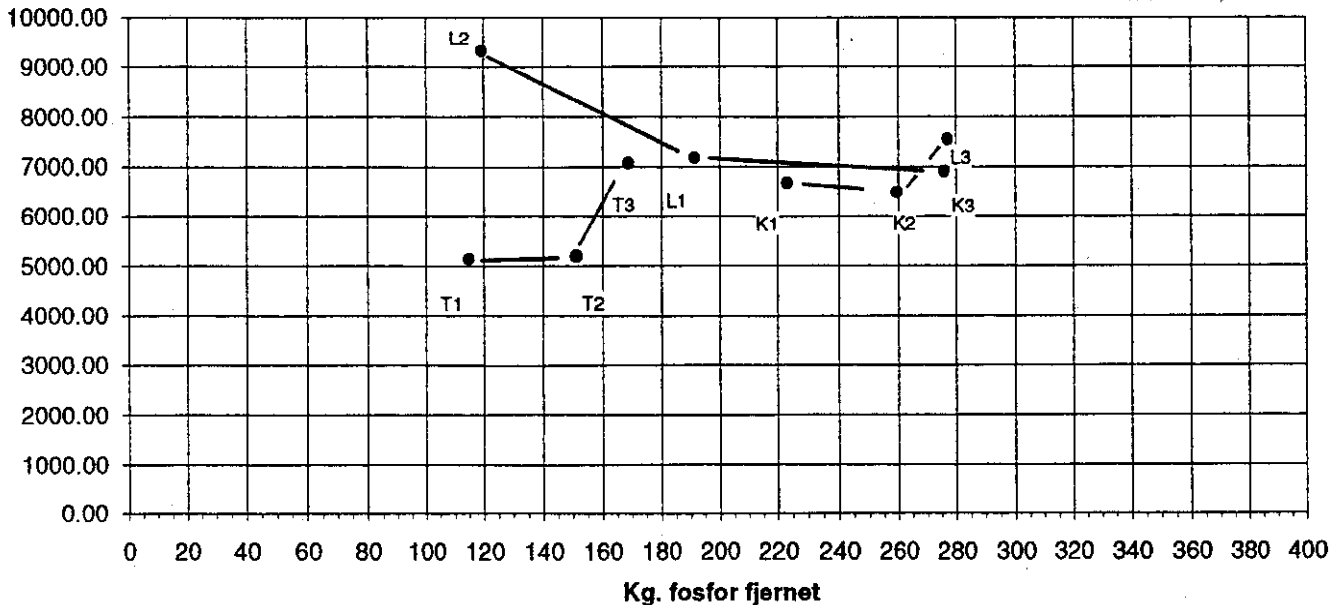
0,3 mg/l i afløb fra RA



Hele oplandet

Kr. pr. kg fosfor fjernet

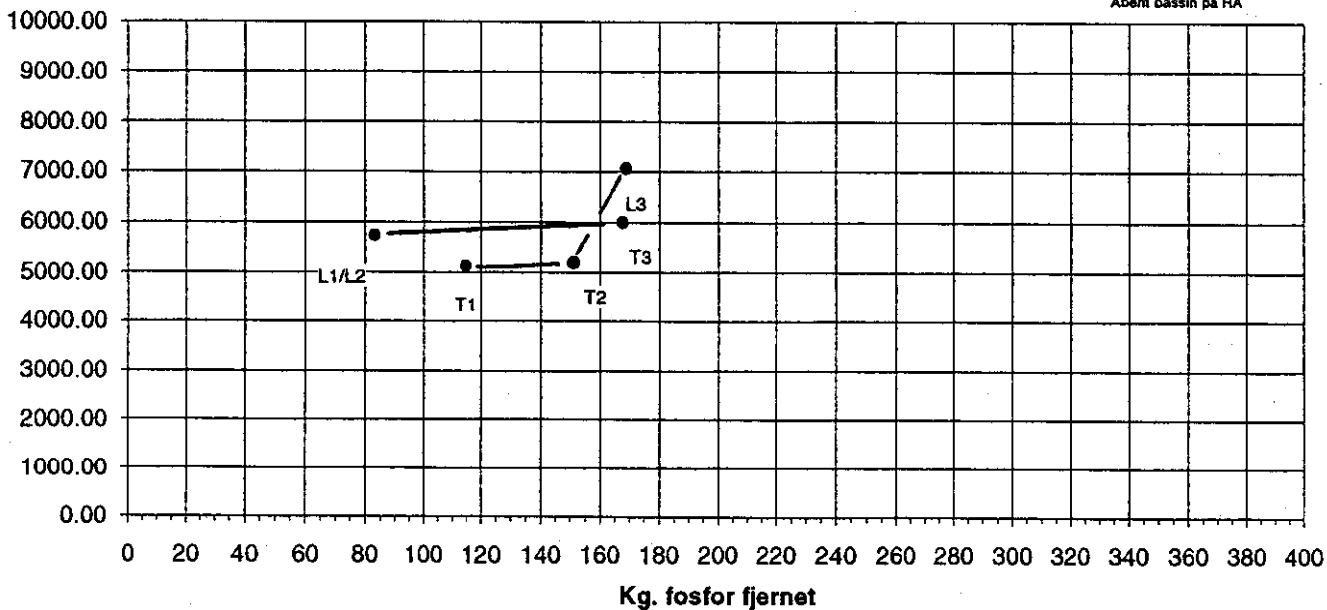
Åbent bassin på RA



Fællessystem inklusiv renselanlæg

Kr. pr. kg fjernet fosfor

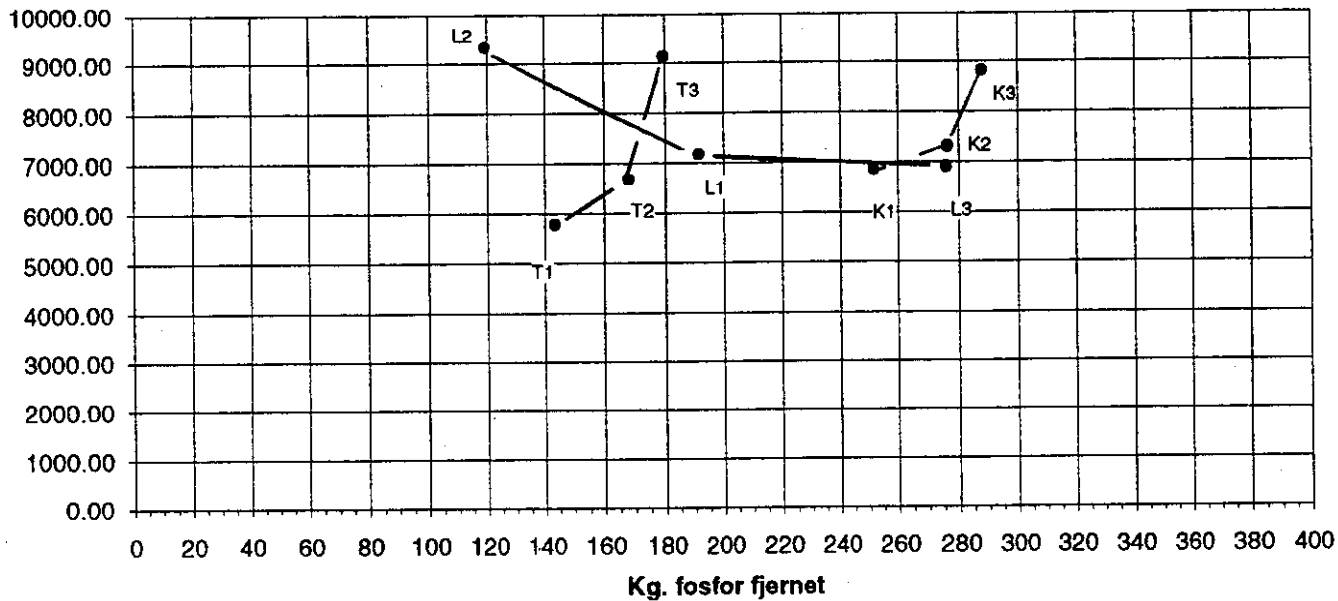
Åbent bassin på RA



Hele oplandet

Kr. pr. kg fosfor fjernet

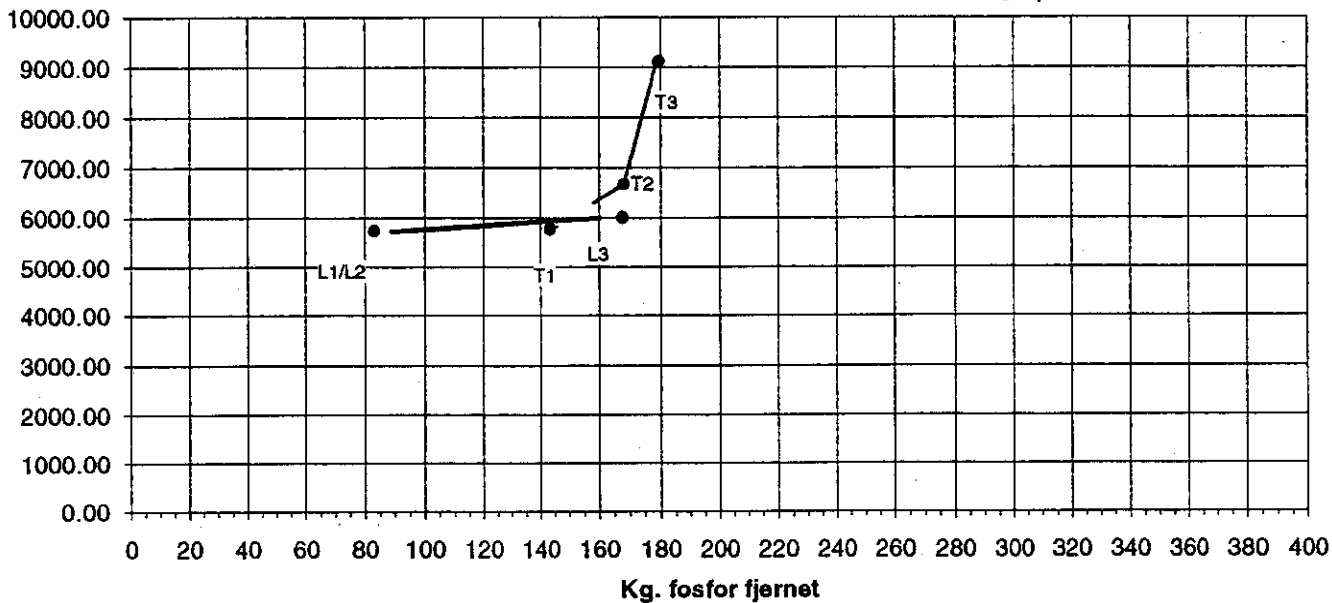
20% fjernelse i traditionelle bassiner



Fællessystem inklusiv renselanlæg

Kr. pr. kg fjernet fosfor

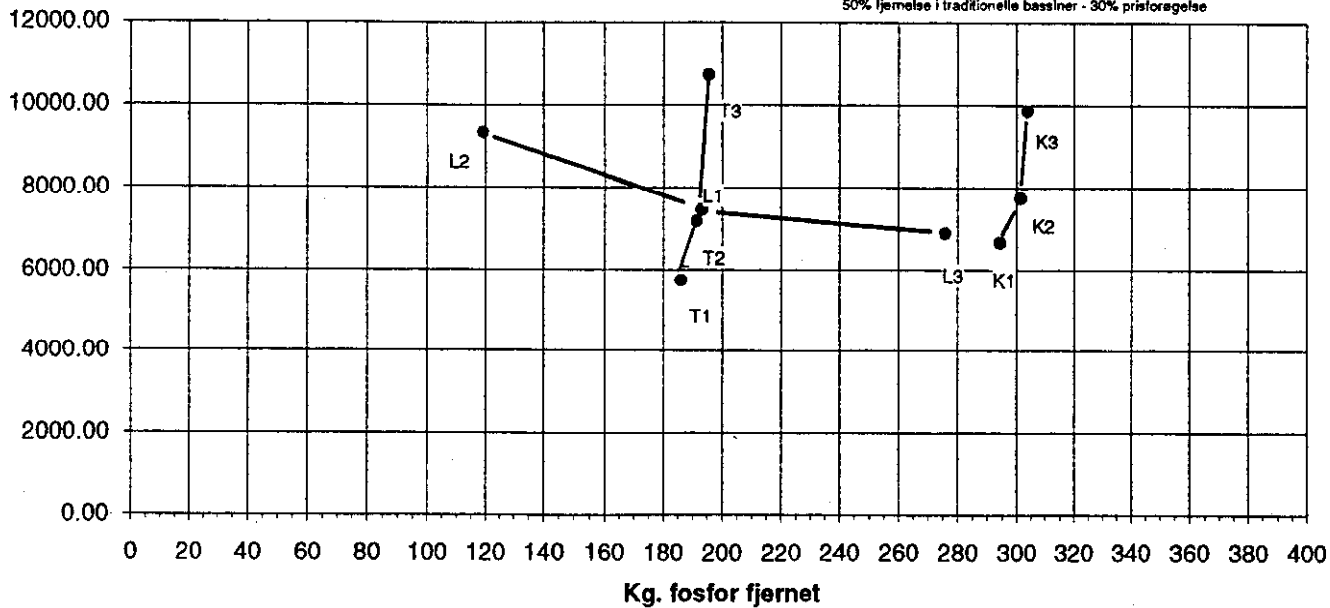
20% fjernelse i traditionelle bassiner



Hele oplandet

Kr. pr. kg fosfor fjernet

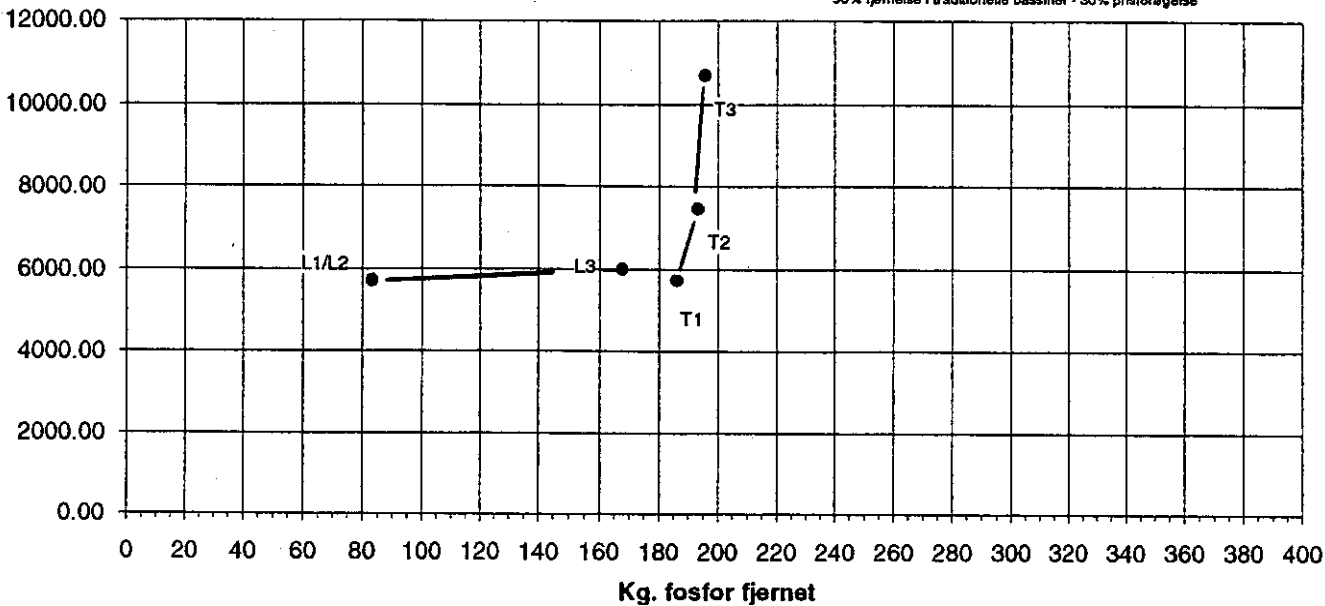
50% fjernelse i traditionelle bassiner - 30% pritoragelse



Fællessystem inklusiv renseanlæg

Kr. pr. kg fjernet fosfor

50% fjernelse i traditionelle bassiner - 30% pritoragelse



REGISTRERINGSBLAD

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, 49

Udgivelsesår: 1992

Titel:

Lokal rensning af regnvand

Undertitel:

Forfatter(e):

Johansen, Niels Bent; Hvitved-Jacobsen, Thorkild

Udførende institution(er):

Vandrensningsrådet (spons); COWIconsult A/S; Ålborg
Universitetscenter. Instituttet for Vand, Jord og Miljøteknik

Resumé:

Rapporten udpeger mulige metoder til rensning af regnvandsbetingede udløb fra byer. De mest velegnede af disse metoder gennemarbejdes og videreudvikles med henblik på opstilling af retningslinjer for dimensionering af anlæggene, udarbejdelse af omkostningsoverslag og vurdering af effekt i relation til den samlede regnvandsbelastning.

Emneord:

regnvand; rensning; afstrømning; metodik; anlægsteknik; vandkvalitet; overløb

ISBN: 87-7810-058-5

ISSN:

Pris (inkl. moms): 105 kr.

Format: A4

Sideantal: 118

Md./år for redaktionens afslutning: oktober 1992

Oplag: 300. Genoptryk 100

Andre oplysninger:

Tryk: Notex - Tryk & Design a-s, Søborg

Trykt på 100% genbrugspapir Cyclus

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

- Nr. 1: Proces- og funktionsgarantier samt rådgiveransvar
- Nr. 2: Fagligt indhold af renseanlæggets driftsdatabase
- Nr. 3: Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg
- Nr. 4: Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb
- Nr. 5: Lavteknologisk spildevandsrensning i danske landsbyer
- Nr. 6: Kvalitetsstyring af afløbsprojekter
- Nr. 7: Rodzoneforsøgsanlæg
- Nr. 8: Spildevandsrensning i rodzoneanlæg
- Nr. 9: Kompostering af spildevandsslam med andet organisk affald
- Nr. 10: Fjernelse af tungmetaller fra spildevandsslam
- Nr. 11: Udledning af industrispildevand til renseanlæg
- Nr. 12: Effektivisering af olieudskillere
- Nr. 13: Udarbejdelse af fornyelsesplaner for afløbssystemer
- Nr. 14: Energi til renseanlæg
- Nr. 15: Økonomi ved rensning af industrispildevand i renseanlæg
- Nr. 16: Septiktanke
- Nr. 17: Fjernelse af kvælstof fra rejektvand
- Nr. 18: Integreret styring af afløbssystem og renseanlæg i Tårnby
- Nr. 19: Optimering af slamafvanding på kommunale renseanlæg
- Nr. 20: Spildevandskontrol i Europa
- Nr. 21: Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra renseanlæg
- Nr. 22: Renovering af afløbssystemer
- Nr. 23: Håndtering af septisk slam samt industrislam
- Nr. 24: Overdækkede bassinanlæg i fællessystemer
- Nr. 25: Reduktion af farve i industrispildevand
- Nr. 26: Forbedret rensning af tungmetalholdigt spildevand
- Nr. 27: Optimering af kontaktfiltrering
- Nr. 28: Slam og halmaske til gødning
- Nr. 29: Biologiske sandfiltre
- Nr. 30: EDB-program for rensningsanlæg
- Nr. 31: Fældningskemikalier af jernindustriens affaldsprodukter
- Nr. 32: Afskæring af infiltrationsvand fra utætte kloakledninger
- Nr. 33: Fornyelse af afløbssystemer
- Nr. 34: Kalkbehandling af slam
- Nr. 35: Bundfældningsegenskaber for aktiv slam
- Nr. 36: Lokal afledning af regnvand
- Nr. 37: Afledning af olieholdigt processpildevand
- Nr. 38: Biologisk slambehandling
- Nr. 39: Spildevandsrensning med flydende filtre
- Nr. 40: Hydraulisk regulering af afskæring af spildevand
- Nr. 41: Biologisk rensning af spildevand fra enkeltejendomme
- Nr. 42: Beregning af badevandskvalitet
- Nr. 43: Bestemmelse af befæstet areal
- Nr. 44: Vinterdrift af renseanlæg med kvælstoffjernelse
- Nr. 45: Metode til måling af tungmetaller i slam
- Nr. 46: Forfældning af spildevand ved kvælstoffjernelse
- Nr. 47: Faskiner
- Nr. 48: Uvedkommende vand i afløbssystemer
- Nr. 49: Lokal rensning af regnvand

Lokal rensning af regnvand

Rapporten udpeger mulige metoder til rensning af regnvandsbetingede udløb fra byer. De mest velegnede af disse metoder gennemarbejdes og videreudvikles med henblik på opstilling af retningslinjer for dimensionering af anlæggene, udarbejdelse af omkostningsoverslag og vurdering af effekt i relation til den samlede regnvandsbelastning.



Pris kr. 105,- (inkl. 25% moms)

ISBN nr. 87-7810-058-5

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 32 66 01 00