



**Statens vegvesen**  
Vegdirektoratet

# RAPPORT

GEOfuturum as/  
Interconsult ASA  
Postboks 6412 Etterstad  
0605 Oslo  
T: 21009200

<b>Rapportens tittel:</b>  <i>Rensing av overvann fra veg Aktuelle løsninger</i>	<b>Dato:</b>  <i>1. mai 1998</i>
<b>Forfattere:</b>  <i>Svein Ole Åstebøl (prosjektleder), GEOfuturum as/Interconsult ASA</i>  <i>Thorkild Hvitved-Jacobsen, Aalborg Universitet</i>	<b>Geografisk område:</b>  <i>EU-land, USA, Norge</i>
	<b>Antall sider:</b> 93
<b>Oppdragsgiver/ kontaktperson:</b>  <i>Statens vegvesen Vegdirektoratet v/Miljøkontoret i samarbeid med Vegkontorene i Oslo, Akershus og Østfold</i>  <i>Liv Nordbye</i>	
<b>Emneord:</b>  <i>Veg, overvann, vannforurensning, rensemetoder</i>	

## FORORD

Statens vegvesen har som mål å ta ansvar for vegen og trafikken for et bedre samfunn. En del av vår visjon er at vi skal binde landet sammen på en miljøvennlig, trygg og effektiv måte.

Statens vegvesen har siden 1970-tallet vært engasjert i forurensningsrelaterte problemstillinger knyttet til vegavrenning. Det ble i 1979 satt igang et program for å karakterisere forurensninger fra høytrafikkerte veger og deres virkninger på nærliggende drikkevannskilder. Langtidseffekter av vannforurensning fra veg, med 20 års referanse, ble rapportert i 1984. I 1985 ble det utarbeidet en veileder om håndtering av de problemer som kan oppstå når en veg kommer i nærheten av en drikkevannsføremst.

I denne rapporten beskrives aktuelle metoder for rensing av overvann fra veg med utgangspunkt i et gitt behov for å redusere utslippet til resipienter generelt (overflatevann og grunnvann), og ikke nødvendigvis en drikkevannsføremst. Noen av metodene kan det senere bli aktuelt å bringe inn i vegnormal-sammenheng.

Med viten om at det idag er under planlegging 16 anlegg for rensing av overvann, er det behov for en rapport som beskriver aktuelle alternative løsninger. Vegdirektoratets rapport 97/08 "Vegavrenning -Aktuell miljøforskning" beskriver også et behov for veiledningsmateriale om utforming av aktuelle rensetiltak.

GEOfuturum as v/Svein Ole Åstebøl har hatt i oppdrag å utarbeide denne rapporten. Arbeidet er gjennomført i samarbeid med Aalborg Universitet v/Thorkild Hvitved-Jacobsen. Arbeidet er basert på tilgjengelig litteratur, samt konsulentenes erfaring, innsikt og kunnskap. I Vegdirektoratet har landskapsarkitekt Sunniva Schjetne gitt faglig bidrag til rapporten og tegner Inger Birgit Østigaard har fintegnet figurene. Liv Nordbye har vært kontaktperson. Rapporten har vært på høring i Statens vegvesen.

Statens vegvesen vil ha nytte av stoffet som faglitteratur, og i forbindelse med planlegging og bygging av renseløsninger for overvann.

Oslo, 01.05.98

Miljø og samfunnsavdelingen

# INNHOLDSFORTEGNELSE

## SAMMENDRAG

1. INNLEDNING.....	5
2. EGENSKAPER VEDRØRENDE RENSING AV FORURENSNINGS- STOFFER I OVERVANN FRA VEG.....	7
2.0 Innledning.....	8
2.1 Avrenningsforhold og stoffegenskaper i relasjon til rensing.....	8
2.2 Forurensningsstoffer i overvann fra veg.....	11
2.3 Behov for rensing i relasjon til virkningen i resipienten.....	12
2.4 Konsentrasjonsnivåer for forurensningsstoffer i overvann fra veg.....	13
3. GRUNNLEGGENDE PROSESSER FOR RENSING AV OVERVANN FRA VEG.....	13
3.0 Innledning.....	13
3.1 Strømningsmessige forhold.....	14
3.2 Fjerning av stoff fra vannfasen.....	15
3.3 Fjerning av stoff ved infiltrasjon i jord og sediment.....	17
4. STATUS FOR DEN INTERNASJONALE INNSATSEN FOR RENSING AV OVERVANN FRA VEG.....	19
4.0 Innledning.....	19
4.1 Lovgivningsmessig bakgrunn.....	19
4.2 Forskningsmessig innsats.....	20
4.3 Teknologisk innsats.....	21
4.4 Utviklingstendenser.....	21
5. RENSEMETODER, DIMENSJONERING OG ANLEGGSTEKNISKE PRINSIPPER - INTERNASJONALE ERFARINGER.....	22
5.0 Innledning.....	22
5.1 Overvannsbasseng.....	23
5.2 Vått overvannsbasseng.....	25
5.3 Perkolasjonsmagasin.....	33
5.4 Infiltrasjonsbasseng.....	35
5.5 Vegetative systemer.....	39
5.5.1 Grøft.....	39
5.5.2 Vegetasjonsdekte arealer med lite fall.....	40
5.6 Våtmark.....	41
5.7 Rensemetoder under vanskelige plassforhold og spesielle klimatiske forhold.....	43
5.7.1 Lukket eller åpent sandfilter.....	44
5.7.2 Enkel åpen infiltrasjon.....	47
5.8 Tekniske metoder for rensing av overvann.....	47
5.8.1 Stoffseparering i hvirveloverløp.....	48
5.8.2 Flotasjon.....	49
5.8.3 Siling.....	51

5.8.4 Hurtigfiltrering.....	52
5.8.5 Spesielle metoder.....	53
5.9 Rensemetoder for forbehandling.....	54
5.9.1 Olje- og sandutskiller.....	54
5.9.2 Sandfang.....	55
5.9.3 Permeabelt vegdekke.....	56
5.9.4 Kummer og tanker.....	56
5.10 Oppsummering.....	57
<b>6. RENSING AV OVERVANN FRA VEG UNDER NORSKE FORHOLD.....</b>	<b>57</b>
6.1 Innledning.....	57
6.2 Faktorer som påvirker metodenes egnethet og anvendelse.....	58
6.2.1 Innledning.....	58
6.2.2 Avrenning.....	58
6.2.3 Forurensningskonsentrasjoner og -transport.....	60
6.2.4 Temperaturforhold.....	62
6.2.5 Geologiske forhold.....	63
6.2.6 Overvannssystemets utforming.....	64
6.3 Metodenes egnethet og prinsipper for utforming og dimensjonering under norske forhold.....	65
6.3.1 Innledning.....	65
6.3.2 Vått overvannsbasseng.....	65
6.3.3 Våtmark.....	68
6.3.4 Infiltrasjon.....	69
6.3.5 Sandfilter.....	72
6.3.6 Vegetative metoder.....	72
6.3.7 Perkolasjonsmagasin.....	73
6.3.8 Tekniske metoder.....	73
6.3.9 Oppsummering.....	76
6.4 Landskapsmessige forhold - naturbaserte anlegg.....	77
<b>7. AKTUELLE FOU-BEHOV.....</b>	<b>79</b>
<b>8. LITTERATUR.....</b>	<b>81</b>

VEDLEGG: DNMI/NVE's stasjonsnett for observasjon av kortidsnedbør og snøsmelting.

## SAMMENDRAG

Den internasjonale utvikling viser en økende vektlegging av vannforurensning fra vegtrafikk. I Norge er behovet for rensing av overvannsutslipp fra veg aktualisert i forbindelse med de siste årenes utbygging av flere større vegprosjekter i Vestfold, Akershus og Oslo. I alt 16 rensesanlegg er under planlegging og bygging.

Målsetningen med prosjektet har vært å fremskaffe en oversikt over aktuelle rensemetoder samt prinsipper for dimensjonering og utforming av anlegg. Prosjektet er basert på en gjennomgang av de internasjonale erfaringer og en vurdering av de faktorer som under norske forhold forventes å påvirke anleggenes funksjon, utforming og dimensjonering.

Det er en spesiell utfordring i forbindelse med rensing av overvann, at store vannmengder skal underkastes rensing i løpet av kort tid. Dessuten er spekteret av forurensningsstoffer som forekommer i overvann stort samtidig som ulike prosessmessige krav skal oppfylles. De viktigste forurensningsstoffene i overvann er partikler (suspendert stoff), næringsalter, vegsalt, tungmetaller, oljerester og organiske mikroforurensninger (PAH etc.).

De viktigste rensemetodene for overvann, er fysiske metoder basert på sedimentasjon og filtrering og fysisk-kjemiske metoder basert på binding (sorpsjon) i jord ved infiltrasjon.

Internasjonal kunnskapsoppbygging og utvikling viser at det er større interesse for naturbaserte løsninger enn mere tekniske løsninger. I forhold til kostnader og driftsmessige behov er de naturbaserte anleggene langt gunstigere enn de tekniske. I byområder med stort arealpress, kan tekniske løsninger i noen sammenhenger være eneste alternativ.

Basert på internasjonale erfaringer er de mest aktuelle rensemetodene vått overvannsbasseng, infiltrasjon, sandfilter, våtmark og vegetative metoder. Spesielt to metoder, vått overvannsbasseng og infiltrasjon, fremheves som både driftssikre og stabile rensesmessig. De tekniske metodene er forholdsvis kompliserte og anleggs- og driftskostnadene er tilsvarende høye sammenlignet med naturbaserte løsninger.

Under norske forhold vil særlig det kalde klimaet avvike fra situasjonen i de landene som har lengst erfaring med overvannsrensing. Forutsatt en riktig dimensjonering og lokal utforming av anleggene, er følgende naturbaserte metoder å betrakte som aktuelle:

- Vått overvannsbasseng
- Infiltrasjon
- Kunstig våtmark
- Sandfilter

Våtmark er mer sårbar om vinteren enn vått overvannsbasseng, på grunn av små vanddyp (fare for bunnfrysing). I tillegg er kunnskapsgrunnlaget med hensyn til dimensjonering og renseseffekt langt mindre omfattende for våtmarker enn for overvannsbassenger.

Kombinasjon av ulike metoder er interessant for å oppnå optimale rensesystemer for norske forhold. En kobling av vått overvannsbasseng med infiltrasjon eller sandfilteranlegg, kan være en god kombinasjon for å oppnå jevnt høy renseseffekt. Ingen av de omtalte metoder

fjerner/reuser salt fra overvannet. Behov og omfang av forbehandling (forrensing) av overvannet før hovedrensing bør vurderes ut fra lokale forhold.

Ressursmessige forhold, lokale muligheter og kravet til rensingens omfang (ønsket renseseffekt) vil være bestemmende for valg av rensemetode samt dimensjonering og utforming av anlegget.

Ved planlegging av alle typer naturbaserte anlegg for rensing av overvann, bør en særlig vurdere egnet lokalisering av anlegget, utforming av terreng og vegetasjonsetablering. Bassenger med fast vannspeil slik som vått overvannsbasseng, vil tilføre en visuell opplevelseskvalitet for de vegfarende. Foruten å løse de tekniske forhold, bør anleggets form og karakter harmonere med de eksisterende omgivelser. Av estetiske (og rensenessige) årsaker vil det være gunstig å foreta tilplanting/såing i anleggene. Plantevalget bør baseres på planter som finnes naturlig i omgivelsene. Planleggingen av naturbaserte anlegg bør gjøres på linje med andre elementer knyttet til veganlegget. Landskapsarkitekt bør knyttes til prosjektet allerede i en tidlig planfase.

I norsk sammenheng vil det primært være klimatisk bestemte forhold (kaldt klima) som påvirker metodenes effektivitet. Kunnskap om forurensningsbelastning og rensemetodenes effektivitet under norske forhold, er i dag mangelfull. Det foreslås at en kunnskapsoppbygging om rensing av overvann bør skje innenfor følgende 4 hovedtemaer:

1. Dokumentere forurensningsbelastningen fra veganlegg med spesiell vekt på vinterperioden.
2. Klarlegge ulike rensemetoders effektivitet under norske forhold.
3. Optimalisere kriteriene for dimensjonering og utforming av renseløsninger for norske forhold.
4. Videreutvikle kjente løsninger for rensing av overvann.

## 1. INNLEDNING

### Bakgrunn

Internasjonal utvikling viser en økende vektlegging av vannforurensning fra vegtrafikk. Øket trafikkmengde, strengere miljøkrav og løsning av de store tradisjonelle utslippene (industri/kloakk), medfører at utslipp fra trafikk øker absolutt og relativt. Norske og internasjonale undersøkelser viser at overvann fra trafikkerte områder er en viktig kilde til utslipp av miljøgifter. Utslipp og spredning av miljøgifter er i dag et høyt prioritert fagfelt hos norske miljømyndigheter og fagmiljøer.

I bl.a. EU-landene utnyttes i økende grad eksisterende lovgivning for å dreie utviklingen i mere bærekraftig retning. Konkret skjer dette ved tiltak rettet mot forurensningskilden (mindre forurensende biler) og ved bruk av enkle metoder for rensing av overvannet. Flere land har mange års erfaring med ulike rensesystemer.

I Norge er behovet for rensing av overvannsutslipp fra veg aktualisert de siste årene i forbindelse med gjennomføring av flere større vegprosjekter (i Vestfold, Akershus og Oslo). Etatens egen satsing på miljø, krav om konsekvensutredning av byggeprosjekter samt en sterkere vektlegging av vegavrenning og vannforurensning fra kommunenes og miljømyndighetenes side, har bidratt til denne utviklingen.

Vegdirektoratet har gjennomført flere forskningsprosjekter og utredningsarbeider innen temaet. Vannforurensning er dessuten betydelig vektlagt i Norsk veg- og vegtrafikkplan for 1998 - 2007, der det er påpekt behov for å øke kunnskapen på området. I planen er det konkret henvist til pågående utbygging av rensetiltak for overvannsutslipp fra ny E18 i Vestfold.

Som en naturlig konsekvens av utviklingen på området, er det behov for å fremskaffe en samlet oversikt over praktiske erfaringer og forskningsresultater fra andre land som har arbeidet lenge innen fagfeltet (USA, Tyskland, Danmark m.fl.). Det ligger både effektivitet og perspektiver i å overføre internasjonal kunnskap til norske forhold. Dessuten vil en slik oversikt utgjøre et nødvendig grunnlag for videre planlegging av FoU-aktivitet og fremtidig utarbeidelse av retningslinjer og normaler for miljøtilpasset overvannshåndtering i Norge.

### Målsetning

Prosjektets målsetning har vært å:

- a) Fremskaffe et faglig grunnlag for Statens vegvesen som kan benyttes for vegledning og beslutning om hvilke metoder som er aktuelle for norske forhold og hvorledes de ulike metodene kan anbefales benyttet.
- b) Utarbeide prinsipper for utforming og dimensjonering av rensesystemer for norske forhold.

## **Omfang og gjennomføring**

Prosjektet omfatter aktuelle metoder for rensing av overvannsutslipp fra veg under ordinær drift. De omtalte rensesprinsipper er også aktuelle for rensing av tunnelavløp og avrenning fra snødeponier.

I rapporten tas det ikke stilling til i hvilke situasjoner rensing av overvann fra veg er nødvendig. Rapporten vurderer heller ikke evt. vegtekniske spørsmål som kan ha betydning for utnyttelsen av de omtalte rensemetoder under norske forhold.

En viktig innsats i prosjektet har vært å fremskaffe en oversikt over internasjonale erfaringer basert på en gjennomgang av relevant litteratur på området. Det er fokusert spesielt på de praktiske erfaringer og anbefalinger knyttet til renseseffekter, dimensjonering og utforming av anleggene. På dette grunnlaget er det foretatt en vurdering av faktorer som under norske forhold i særlig grad forventes å påvirke anleggenes funksjon og utforming. De ulike metodenes egnethet samt aktuelle tilpasninger for norske forhold er vurdert.

Pr. i dag er det praktisk talt ingen konkrete norske erfaringer med tilsvarende anlegg for rensing av overvann fra veg. Prosjektet er derfor å betrakte som et første skritt i retning av å utvikle miljø- og kostnadmessig gunstige løsninger tilpasset norske forhold.

## **2. EGENSKAPER VEDRØRENDE RENSING AV FORURENSNINGSTOFFER I OVERVANN FRA VEG**

### **2.0 Innledning**

Det er de resipientmessige aspekter for både overflatevann og grunnvann som er den grunnleggende bakgrunn for ønsket om rensing og regulering av overvannsutslipp fra veg.

Når overvann renner av i forbindelse med regn- eller snøsmeltingsepisoder, vil det kunne medføre uønsket hydraulisk belastning (flombelastning) på nedenforliggende resipient. Dessuten vil overvannets innhold av forurensningsstoffer kvalitetsmessig kunne påvirke både overflatevann- og grunnvannsresipienter mer enn hva fastsatte målsetninger for vannkvalitet forutsetter (fig. 2.1).

Valg av rensemetode for overvann fra veg vil derfor primært avhenge av følgende helt generelle problemstilling:

- a) Til hvilket konsentrasjonsnivå - eller med hvilken prosent- ønskes utslippet av forurensningsstoffer redusert for å kunne oppnå den ønskede resipientkvalitet.
- b) Hvilke stoff- og prosessmessige egenskaper er karakteristisk for de enkelte forurensningsstoffer og hvorledes påvirker disse forhold mulighetene for rensing og valg av rensemetode.



I det følgende vil “middelverdier” (vanlige nivåer) for konsentrasjon av stoffer være oppgitt. Det er viktig å påpeke at det er lettere å oppnå høy renseseffekt ved å rense fra et høyt enn fra et lavt konsentrasjonsnivå.

## 2.2 Forurensningsstoffer i overvann fra veg

### 2.2.1 Kilder til forurensningsstoffene

Viktige kilder til de enkelte forurensningsstoffer i overvannet er trafikken, vegvedlikeholdet samt tørr- og våtdeposisjoner (atmofærisk nedfall og regn). Vegtrafikken gir opphav til følgende forurensningskilder:

- Veg- og kjøretøyslitasje
- Avgasser

Vedlikeholdet av hovedveger på vinteren medfører utslipp av vegsalt. Dessuten kan akutte utslipp av kjemikalier ved trafikkulykker inntreffe.

I noen tilfeller er belastningen av de enkelte stoffer direkte knyttet til en spesifikk kilde og i andre tilfeller er belastningen fordelt på mange kilder. Det finnes eksempler der kildetiltak har redusert belastningen sterkt. Det klassiske eksemplet er reduksjonen i blybelastning ved overgangen til blyfri bensin.

De viktigste forurensningsstoffene i overvann fra veg er:

- Suspendert stoff (partikler i vannfasen)
- Nedbrytbart organisk materiale
- Næringssalter (nitrogen, fosfor)
- Vegsalt
- Tungmetaller (kobber, sink, kadmium, bly)
- Organiske mikroforurensninger (PAH)
- Olje- og bensinprodukter

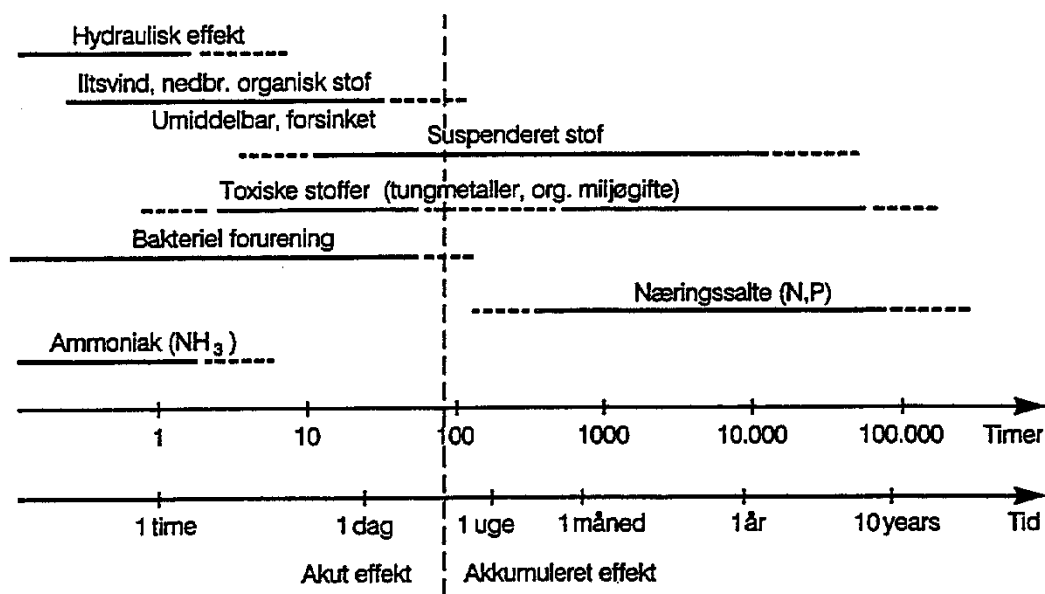
Generelt kan det ikke pekes på mer eller mindre vesentlige forurensningsstoffer. Dette avgjøres av de lokale utslipps- og resipientmessige forhold samt målsetninger for vannkvalitet i resipienten. Det kan imidlertid pekes på stoffer som vanligvis i forhold til andre kilder, normalt er mindre betydningsfulle. Eksempelvis er innholdet av nedbrytbart organisk stoff vanligvis lavt i overvann fra veg.

## 2.3 Behov for rensing i relasjon til virkningen i resipienten

Som tidligere påpekt må rensing sees i relasjon til utslippets virkninger i resipienten og de resipientmessige ønsker og krav. Dette gjelder såvel overflatevann som grunnvann. Følgende to typer av resipienteffekter er vesentlige i forhold til rensing av overvann fra veg:

- Effekten kan betegnes som akutt. Dvs. at virkningen av utslippet i resipientene er et resultat av den aktuelle avrenningsepisode. Det resemessige krav skal altså betraktes i forhold til de enkelte regn- og snøsmeltingsepisoder som inntreffer - for eksempel i en historisk regn- og snøsmeltingsserie.
- Effekten er akkumulerende. Dvs. resipienteffekten er et resultat av den samlede belastning gjennom en lengre periode for eksempel en sesong eller et år. Det er således ikke avgjørende hvordan og ved hvilke begivenheter stoffbelastningen reduseres, men at mengden forurensende utslipp reduseres.

De stoffer i overvann fra veg som medfører uønsket resipientkvalitet, er primært av typen som gir akkumulerende effekter. Eksempler på dette er næringsalter og tungmetaller (fig. 2.2). Dette forholdet betyr at resemessige tiltak utformes og dimensjoneres i forhold til en gjennomsnittlig reduksjon i utslippet over en viss periode. Dette er et vesentlig enklere utgangspunkt enn å skulle oppfylle et gitt renskrav for å redusere en akutt effekt av hvert enkelt utslipp.



Figur 2.2. Tidsskala for resipienteffekter i forbindelse med utslipp av overvann (Hvitved-Jacobsen et al., 1994)

## 2.4 Konsentrasjonsnivåer for forurensningsstoffer i overvann fra veg

Konsentrasjoner av forurensningsstoffer i overvann fra veg er målt og publisert i mange sammenhenger (Driscoll et al.1990, Miljøstyrelsen 1992). Konsentrasjonsvariasjonen i både tid og rom betyr at det kun vil være mulig å oppgi typiske eller forventede nivåer (tab.2.2).

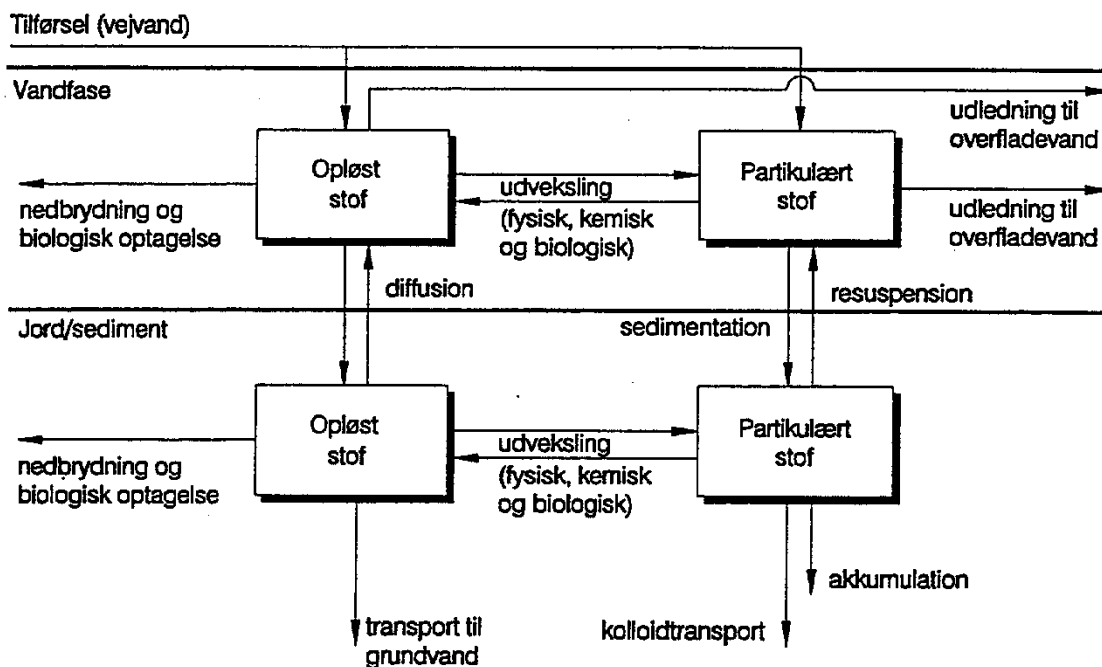
Tabell 2.2. Konsentrasjonsnivåer for utvalgte forurensningsstoffer i overvann fra veg.

Stoff	Høyt nivå mg/l	Lavt nivå mg/l
Suspendert stoff	150	50
Total nitrogen	2,0	0,5
Toal fosfor	0,5	0,2
Tungmetaller:		
- Kobber (Cu)	0,1	0,01
- Bly (Pb)	0,4	0,05
- Sink (Zn)	0,5	0,05

## 3. GRUNNLEGGENDE PROSESSER FOR RENSING AV OVERVANN FRA VEG

### 3.0 Innledning

Det er kombinasjonen av stofftransport- og stoffomsetningsmessige forhold som utgjør grunnlaget for at rensing av overvann er mulig. Med hensyn til stofftransporten er det grunnleggende forskjeller på hvordan oppløst og partikulært bundet stoff oppfører seg. I den forbindelse er det derfor viktig hvordan et og samme forurensningsstoff fordeler seg mellom disse to fasene. Stoffomsetningsmessig spiller både kjemiske og biologiske prosesser en rolle. I forhold til disse prosessene er det også stor og prinsipiell forskjell på om forurensningsstoffer forekommer i oppløst eller partikulær form. Figur 3.1 illustrerer sammenhengen mellom disse forholdene for både vannfase, jord og sediment. Avhengig av det aktuelle rensesmessige tiltak, vil forskjellige delprosesser være dominerende.



Figur 3.1. Illustrasjon av transport- og omsetningsprosesser i vann, jord og sediment som er av betydning for rensing av forurensningsstoffer i overvann fra veg.

I det følgende omtales kort viktige grunnleggende prosesser av betydning for rensingen av overvann.

### 3.1 Strømningsmessige forhold

Strømningsmessige (hydrauliske) forhold spiller generelt en vesentlig rolle ved rensing av overvann. Dette omfatter forhold som:

- Stofftransport og spredning
- Sedimentasjon og erosjon av partikulært materiale
- Diffusjon ut og inn i sediment og ved stofftransport i jord
- Spesielle hydrauliske forhold eksempelvis som ved stoffseparasjon i hvirveloverløp (jfr. kap 5.8.1)

Hydrauliske forhold styres og reguleres gjennom velkjente hydrauliske prinsipper. Spesielle tekniske installasjoner vil kunne fremme ønskede hydrauliske effekter. Som eksempel kan nevnes ønsket om å redusere energien i innstrømmende overvann til et renseanlegg, for dermed å skape best mulige betingelser for sedimentasjon av forurensningsstoffer.

## 3.2 Fjerning av stoff fra vannfasen

### 3.2.1 Fysisk-kjemisk betinget binding til suspendert stoff

Sedimentasjon og filtrering er viktige renseprosesser for både naturbaserte og tekniske rensemetoder. Med disse prosesser fjernes partikulært materiale. Det er derfor helt avgjørende for en slik betinget renseprosess, at forurensningsstoffene har evne til binding (sorpsjon) til den partikulære fase.

En lang rekke egenskaper ved forurensningsstoffet, den partikulære fase og vannmediet påvirker sorpsjonen. Generelt vil den finkornede partikkelfraksjonen (leire, organiske forbindelser) ha den største absolutte evne for binding av forurensningsstoffer som følge av en større relativ overflate. Siden de finkornede fraksjoner har forholdsvis lav sedimentasjonshastighet, er det viktig ved utforming og dimensjonering av rens tiltak at det etableres muligheter for fjerning av de finkornede fraksjoner ved å kombinere renseprosesser.

Tungmetaller er en viktig gruppe av forurensningsstoffer som vil kunne adsorberes til det partikulære materialet. De ulike tungmetaller har ulik evne til binding og i tillegg har konsentrasjonen av partikulært materiale i seg selv betydning. Tabell 3.1 angir med bakgrunn i USEPA (1982), tungmetallers ulike binding til suspendert stoff under forhold slik det vil kunne observeres i et moderat tungmetallbelastet resipientssystem. Størrelsesordnene i tabellen er i overrensstemmelse med hva som kan oppnås ved rensing av overvann fra veg. Vegsalt vil alltid være i løst form i overvannet.

Tabell 3.1. Fordeling mellom oppløst og partikulær (suspendert) fase for utvalgte tungmetaller, avhengig av konsentrasjonen av suspendert stoff i vannet. Fordelingen er angitt som % av tungmetallmengden som er adsorbent til det partikulære materialet.

Metall	Konsentrasjon av suspendert stoff (mg/l)		
	1	10	100
Bly	25	70	90
Krom	75	80	83
Kobber	50	70	75
Nikkel	30	50	80
Sink	60	70	83

### 3.2.2 Sedimentasjon

Sedimentasjon av partikulært materiale inngår i nesten alle rensemetoder for overvann fra veg. Hydraulisk sett dreier det seg om å oppnå optimale forhold for sedimentasjon i forhold til den aktuelle rensemetode. Løste stoffer som salt, renses ikke ved sedimentasjon.

Teoretisk sett følger sedimentasjonen Stoke's lov. Dette betyr at partiklenes egenvekt og størrelse bestemmer sedimentasjonshastigheten (rensingen). I praksis blir imidlertid forholdene mere kompliserte fordi turbulens i vannfasen kan forekomme. Dette vil medføre at sedimentasjonshastigheten samt mengden av sedimentert materiale blir lavere. Dette gjelder spesielt mindre partikler samt partikler med lav egenvekt (organiske fraksjoner) og uregelmessig form. Disse forhold er illustrert i tabell 3.2.

Tabell 3.2. Sedimentasjonshastighet for partikler i følge Stoke'lov. Hastigheten er angitt i m/døgn ved 20 °C.

Partikler (mm)	Egenvekt (g/cm <sup>3</sup> )	
	2,0	2,7
Sand:		
0,2	470	800
0,05	120	200
Silt:		
0,01	4,7	8,0
0,005	1,2	2,0
Leire:		
0,002	0,19	0,32
0,001	0,05	0,08

### 3.2.3 Stoffomsetning og planteopptak

Mikrobielt opptak og omsetning inkludert nedbrytning av stoffer, vil kunne skje. Slike prosesser kan spesielt spille en rolle i forbindelse med naturbasert rensing der prosesser vil kunne fremmes ved økt oppholdstid. Også stoffer som oppfattes som ikke biologisk omsettelige, eksempelvis tungmetaller, vil kunne opptas i planter. Når plantene visner vil plantematerialet (med tungmetallene) bli akkumulert i sedimentene.

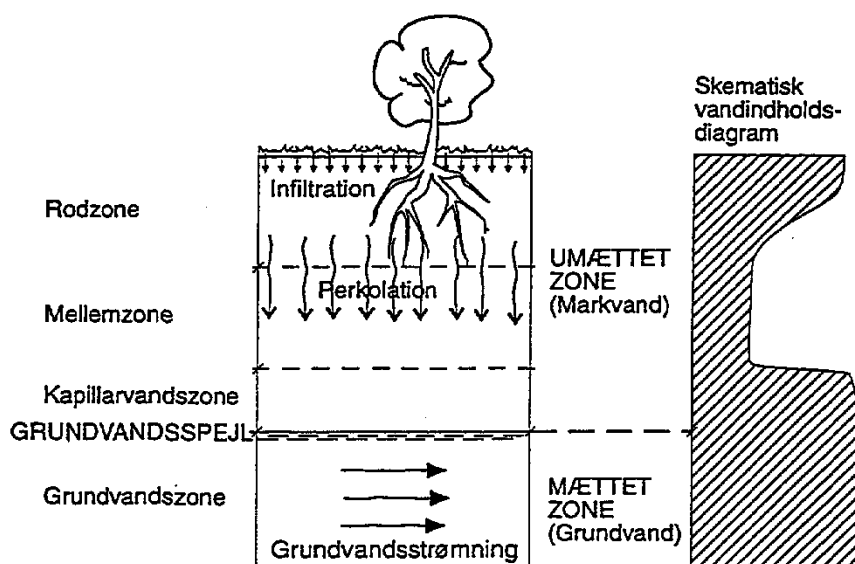
Stoffutvekslingen mellom vannfase og sediment er viktig. Stoffer fra vannfasen vil kunne diffundere inn i sedimentet og bli adsorbert til sedimentpartiklene eller bli biologisk omsatt. Dette gjelder også for oksygen og dermed påvirkes oksygenforholdene (aerob/anaerob tilstand) ved sedimentet.

### 3.3 Fjerning av stoffer ved infiltrasjon i jord og sediment

Ved flere renseprosesser dras det nytte av at når overvannet synker ned (infiltreres) i jord og sediment, foregår det en frafiltrering og binding av forurensningsstoffer. I tilknytning til dette kan det foregå en omdannelse og nedbrytning av enkelte forurensningsstoffer.

#### 3.3.1 Infiltrasjon i jord

Figur 3.2 viser inndelingen av et jordprofil i to soner; en umettet og en mettet sone. I den mettede sone er hele jordens porevolum vannfylt, mens det i den umettede sone forekommer både vann og luftfylte porer. I den umettede sone strømmer vannet loddrett på grunn av kapillærkrefter og tyngdekraften. Renseprosessene er knyttet til den umettede sonen.



Figur 3.2. Vannbevegelse i jord (etter Mikkelsen og Jacobsen, 1993).

Jordpartiklens størrelse og kornfordeling, jordens porøsitet samt jordens hydrauliske ledningsevne er viktige egenskaper som bestemmer såvel vanntransporten (infiltrasjonsevnen) som tilbakeholdelsen av forurensningsstoffer i jorda. Kornstørrelse og geokjemiske egenskaper har betydning for jordpartiklens overflate og dermed kapasiteten for adsorpsjon av stoffer. Kornstørrelse og porøsitet er viktige egenskaper for jordas evne til å magasinere vann og den hydrauliske ledningsevne uttrykker jordas evne til å transportere vann. I tabell 3.3 er slike egenskaper sammenstilt for noen vanlige jordarter.

Tabell 3.3 Vanlige verdier for fysiske parametre for utvalgte jordarter. Den effektive porøsitet omfatter den del av porevolumet som er tilgjengelig for vanntransport (FHWA, 1996).

Jordart	Kornstørrelse (mm)	Porøsitet (%)	Effektiv porøsitet (%)	Hydraulisk ledningsevne $K_s$ , (mm/t)
Grus	2-60	25-35	25-35	$4 \times 10^3 - 4 \times 10^5$
Sand	0,06-2	25-40	10-30	$40 - 4 \times 10^4$
Silt	0,002-0,06	50-60	0-10	$4 \times 10^{-3} - 40$
Leir	< 0,002	50-60	ca. 0	$< 4 \times 10^{-3}$

Strømning i vannmettet jord kan beskrives av Darcy's lov som angir at strømningshastigheten er proporsjonal med forholdet mellom trykkhøyden og transportvegen.

Proporsjonalitetsfaktoren er i denne sammenheng den vannmettede jords hydrauliske ledningsevne (jfr. tab.3.3). Såfremt infiltrasjonen i jord skjer under forhold der den frie vandybde på jordoverflaten er liten, blir den hydrauliske ledningsevnen et mål for jordas evne (oppgitt som strømningshastighet) for transport av vann ved hjelp av tyngdekraften.  $K_s$ -verdien får således en sentral betydning ved dimensjonering av infiltrasjonsanlegg.

### 3.3.2 Akkumulering og binding av forurensningsstoffer i jord og sediment

#### *Binding (sorpsjon)*

Visse jordarter har evne til å akkumulere (sorbere) såvel løste som partikulære komponenter. Generelt har jord- og sedimentpartikler av typen silt og leir samt organisk rike jordtyper en negativ ladning. Dette betyr at positivt ladede partikler og ioner vil kunne sorberes og dermed tilbakeholdes. Et typisk eksempel er tungmetaller. Salt derimot bindes ikke i jord.

Jordtyper som inneholder leire og organisk materiale, har vanligvis både høy kapasitet for akkumulering av tungmetaller og en høy bindingshastighet. Som følge av dette vil disse forurensninger kunne akkumuleres i et relativt tynt jord- og sedimentsjikt.

Akkumulering av eksempelvis tungmetaller og fosfor i jord og sediment, er avhengig av de kjemiske forhold som redoxpotensialet. Dette betyr at tilbakeholdelse av forurensninger kun vil være effektiv under aerobe forhold. Under anaerobe forhold vil stoffene kunne frigis fra jord- og sedimentmaterialet som oppløst stoff og tilsvarende kunne bli utfelt og akkumulert igjen under aerobe forhold.

#### *Kjemisk utfelling og binding*

I andre situasjoner vil forurensningsstoffer kunne reagere kjemisk med stoffer i jordmaterialet og danne tungtoppløselige utfellingsprodukter. Eksempelvis vil fosfor i form av ortofosfat kunne reagere med kalsium- og jernforbindelser.



### *Manglende akkumuleringsevne*

En rekke negative ladede oppløste forbindelser, eksempelvis klorid og nitrat, vil ikke bindes i jord, men blir transportert med vannet gjennom jordmassen.

### **3.3.3 Stoffomsetning i jord**

Omsetning, herunder nedbrytning av stoffer i jord og sediment, vil kunne finne sted. Organisk materiale vil kunne omsettes på den måten. Dette gjelder også organiske miljøgifter. Omsetningsforløpet for disse er stoffspesifikke og i mange tilfeller ikke fullt ut kjent.

## **4. STATUS FOR DEN INTERNASJONALE INNSATSEN FOR RENSING AV OVERVANN FRA VEG.**

### **4.0 Innledning**

Tidligere er det utarbeidet en redegjørelse for Statens vegvesen Vegdirektoratet som spesielt omhandler de internasjonale krav og regler for utslipp av overvann fra veg (Åstebøl og Hvitved-Jacobsen, 1996). Detaljer fra denne rapporten blir ikke tatt med her, men visse generelle og konkluderende forhold som er relevante i tilknytning til rensing av overvann.

### **4.1 Lovgivningsmessig bakgrunn**

For de land som anses som førende vedrørende tiltak mot vannforurensning fra veg, kan det konstateres at en rekke generelle prinsipper er benyttet (Åstebøl og Hvitved-Jacobsen, 1996; Roesner and Rowney, 1996) :

- Det fastsettes krav til fordrøyning av overvannsutslippet som er tilpasset kapasiteten i resipienten
- Kravet til reduksjon i utslippet av forurensningstoffer er ikke angitt i form av grenseverdier, men er innebygget i et dimensjoneringskriterie for den rensemetode som kreves etablert, f.eks. overvannsbassenger.
- Det velges løsninger som er drifts- og kontrollmessig enkle (i praksis naturbaserte rensemetoder)
- Det utvikles prosedyrer som generelt kan benyttes av planlegger, entreprenør og kontrollerende myndighet.

Når det gjelder utviklingen i de nordiske land kan det konstateres at den tydelig går i retning av å inkludere overvann fra veg som en potensiell kilde til forurensning og representerer et bidrag som det må gjøres en tilsvarende innsats overfor. Dette forholdet avspeiler seg gjennom en rekke mere generelt utarbeidede redegjørelser og i gjennomføringen av enkeltstående pilotprosjekter de senere år. For større veiprosjekter er det i Norge krav om konsekvensutredning der bl.a. forurensning fra overvannsutslipp og aktuelle tiltak skal vurderes.

Selv om de nordiske land har formulert en overordnet strategi, mangler den detaljerte utforming av tiltakene. Utformingen av regler for overvannsutslipp fra veg som er teknisk-naturvitenskapelig velbegrunnede, klart formulerte og lett implementerbare, kan være et mål å forfølge. Det anses videre som viktig å påpeke at krav bør formuleres som "funksjonskrav" og ikke som krav til anvendelse av forutbestemte rensemetoder. Denne friheten til valg av metode, betyr at den best egnede metode velges i forhold til den aktuelle lokale situasjon.

## 4.2 Forskningsmessig innsats

Nåværende kunnskap om vannforurensning fra veg, er bygd opp i løpet av de siste 25-35 år. Utslipp av overvann fra byområder og veger, er nødvendig for å beskytte bygninger og vegkonstruksjoner samt områdenes daglige funksjon. Dette hensynet har vært innarbeidet i nord- og vesteuropiske samt nordamerikanske land i mere enn 100 år. Det er derimot forholdsvis nytt at forureningsmessige aspekter skulle være knyttet til overvannsutslipp fra byer og veger.

USA er uten sammenligning det land der erkjennelsen av at overvann fra byer og veger inneholder forureningsstoffer, først førte til en nasjonal innsats. Denne innsatsen resulterte i en lang rekke undersøkelser og utredninger fra slutten av 1960-årene og frem til begynnelsen av 1980-årene. Spesielt det amerikanske forureningsstilsynet, USEPA (USEnvironmental Protection Agency) og den amerikanske vegmyndigheten USFHWA (US Federal Highway Administration), var aktive i denne forbindelse.

I USA er det fra midten av 1980-tallet og frem til i dag, generelt kun skjedd moderate fremskritt på det forsknings- og kunnskapsmessige området. Dette forholdet ser nå ut til å bli endret. Samtidig med denne stillstandsperioden i USA, har det vært stigende aktivitet i Europa (Barbosa and Hvitved- Jacobsen, 1996).

Den kunnskapen som primært er etablert i Europa de siste ca. 10 år, kan sees direkte i lys av de foregående ca. 20 års kunnskapsoppbygging i USA. I Europa er det etablert en lokal kunnskap om forurenningens omfang og de naturbaserte metoder for rensing har avgjort slått igjennom. Ikke minst i England omfatter undersøkelsene de økologiske og rekreative påvirkninger av overvannsavrenningen.

### 4.3 Teknologisk innsats

Som nevnt i kapittel 4.2, har det historisk sett vært fokusert på overvannsavrenning som forurensningskilde i forholdsvis få år; i ca. 30 år i USA, ca. 15 år i Europa. Det kan ikke overraske at forurensningsmessig belastning fra overvann har vært lavere prioritert enn belastning fra kontinuerlige og sterk forurensende kilder som husholdning og industri. Den teknologiske innsats for rensing overvann, har derfor primært vært rettet mot å utvikle egne systemer og utprøve disse ved etablering av pilotanlegg.

Det har imidlertid vært gjennomført og dokumentert et så stort antall forsøk, at man under klimatiske forhold om råder i spesielt tempererte områder med mildt vinterklima samt i subtropiske områder med sommerregn, har etablert en grunnleggende og solid kunnskap om forskjellige rensemetoders brukbarhet. Når det gjelder de naturbaserte systemers funksjon i forbindelse med snøsmelting eller under forhold tilsvarende de klimatiske betingelser i Middelhavslandene, er den etablerte kunnskapsoverføring langt svakere. Det er til en viss grad mulig å "ekstrapolere" den eksisterende kunnskap til bruk under andre klimatiske forhold med en forventet rimelig grad av sikkerhet.

Når det gjelder selve implementeringen av reglene og den følgende innsats for etablering av anlegg, må staten Florida i USA anses for å være lengst fremme (Åstebøl og Hvitved-Jacobsen, 1996; Roesner and Rowney, 1996). Erfaringene herfra og erfaringer fra andre områder inngår i vurderingen av rensemetoder som er beskrevet i detalj i kapittel 5.

Utover den spesifikke kunnskap som er etablert om utforming, dimensjonering og funksjon av anlegg for rensing av overvann, baserer teknologigrunnlaget for tekniske og naturbaserte renseanlegg seg på følgende:

- Flere typer av tekniske anlegg er utviklet på bakgrunn av en teknologi som stammer fra mekanisk rensing av avløpsvann fra husholdning og industri.
- Naturbaserte anleggstyper bygger på kunnskap om stofftransport og -omsetning i overflatevann, eksempelvis sjøer og våtmarker, samt kunnskap vedrørende tilsvarende forhold i jord og grunnvann.

Det eksisterer således et vesentlig kunnskapspotensiale for den teknologiske utvikling av anlegg til rensing av overvann som allerede er utnyttet og som ytterligere vil kunne benyttes i den videre utvikling.

### 4.4 Utviklingstendenser

En lang rekke forhold som baserer seg på effektivitet, økonomi, drift og fleksibilitet peker i retning av at naturbaserte rensemetoder synes å ha de beste muligheter for utvikling i fremtiden fram for mere tekniske anleggstyper. Med naturbaserte metoder skal i denne forbindelse forstås anlegg som virker i kraft av prosesser i vandige overflatesystemer samt anlegg som baserer seg på infiltrasjon.

Det er viktig at det foreligger valgmuligheter mellom flere brukbare konsepter for rensing av overvann. Lokale forhold i form av spesifikke ønsker om oppnåelse av en gitt effekt samt de aktuelle klimatiske forhold og muligheter for arealanvendelse, er eksempler på forhold som vil være bestemmende for valg av renseteknologi.

Den nåværende internasjonale utvikling, herunder ikke minst forhold som er politisk bestemt, peker tydelig i retning av at innsatsen mot vannforurensning fra vegtransport må regnes med i den samlede belastning av våre omgivelser. Spesielt vest-, mellom- og nordeuropeiske land samt Japan har kunnskap og lovgivningsmessig grunnlag som taler for en slik utvikling.

## **5. RENSEMETODER, DIMENSJONERING OG ANLEGGSTEKNISKE PRINSIPPER - INTERNASJONALE ERFARINGER**

### **5.0 Innledning**

Metoder for rensing av overvann kan inndeles etter ulike prinsipper. I det etterfølgende er det benyttet kriterier som omfatter både prosessmessige og anleggstekniske aspekter.

Det understrekes at hver av de nevnte metoder vanligvis kan omfatte et stort antall undertyper, samtidig som det ofte vil være mulig å kombinere flere metoder. Med kunnskap om ulike rensesprinsipper vil det derfor være mulig å velge en utforming og et renseskonsept som på best mulig måte oppfyller spesifikke krav samt lokale forutsetninger. En bestemt metode er derfor som rens tiltak absolutt sett ikke enten god eller dårlig.

I behandlingen av de enkelte metoder er det lagt vekt på anlegg som kan være relevante for rensing av overvann fra veg. Primært behandles de "naturbaserte" metoder som normalt vil være å foretrekke. Men også mer kompakte og konstruksjonsmessig mer "tekniske" systemer, som vil kunne benyttes i byområder med begrensende plass- og nivåforhold, blir behandlet. Bassenganlegg i form av betongbyggverk for fordrøyning og sedimentasjon i avløpssystemer, behandles ikke i foreliggende rapport.

De ulike rensemetoder for overvann er ikke like viktige. De ulike metoder er derfor i det etterfølgende behandlet på forskjellig detaljeringsnivå. Som et grunnleggende kriterie har det vært ønskelig å prioritere de metoder som normalt kan betraktes som enkle og billige i anleggs- og driftsmessig henseende og samtidig er effektive som rens tiltak. Mange av de naturbaserte metoder vil ved riktig bruk kunne leve opp til dette kriteriet. Mere spesifikt er følgende 3 nivåer benyttet i forbindelse med behandlingen av rensemetodene:

1. En forholdsvis inngående behandling. Dimensjoneringsmessige samt anleggs- og driftstekniske forhold er inngående behandlet. Eksempelvis kan flere undertyper være omtalt.
2. En forholdsvis grundig, men mindre omfattende behandling enn nivå 1.
3. En forholdsvis overordnet behandling. Prinsipper er beskrevet og eventuelt med henvisning til ytterligere informasjon.

I forbindelse med den samlede utvelgelse og behandling av rensemetoder for overvann, er det videre lagt vekt på at forskjellige rensebehov skal være dekket.

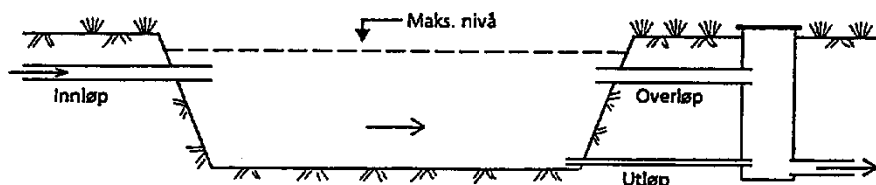
## 5.1 Overvannsbasseng

### 5.1.1 Prinsipp

I et overvannsbasseng foregår det en midlertidig tilbakeholdelse av et vannvolum fra en avrenningsepisode. Utløpet fra bassenget styres av en hydraulisk anordning (strupet utløp) og bassenget er tømt for vann mellom avrenningsepisodene (fig. 5.1).

Rensingen i bassenget skjer ved sedimentasjon av partikulært (suspendert) materiale og de forurensningsstoffer som er bundet til partiklene. Effektiviteten i rensingen henger sammen med den hydrauliske oppholdstiden i bassenget. Bassenget fungerer samtidig som flomdempende tiltak ved at avrenningen fordrøyes (forsinkes) av hensyn til resipienten.

Overvannsbassenger kan etableres ved utgraving, ved utnyttelse av naturlige forsenkninger i terrenget eller ved oppbygging av dam.



Figur 5.1. Prinsippskisse av et overvannsbasseng.

### 5.1.2 Spesifikke prosessmessige forhold

Rensingen i overvannsbassenget er så godt som utelukkende knyttet til sedimentasjon av partikulært materiale. Det er derfor viktig at bassenget utformes slik at optimale forhold for sedimentasjon blir etablert. Tilsvarende må erosjon av sedimentert (bunnfelt) materiale unngås.

### 5.1.3 Prinsipper for utforming og dimensjonering

#### *Fastsettelse av bassengvolum*

Fastsettelse av overvannsbassengets volum kan skje ut fra forskjellige valgte kriterier. Følgende utgangspunkt for dimensjonering kan anvendes, men lokale tradisjoner og krav kan endre på kriteriet:

- Med utgangspunkt i en historisk regnserie kan volumet bestemmes ut fra et definert ønske om rensing av en fastsatt statistisk bestemt %-andel av den overvannsmengden som renner av på årsbasis.
- Med utgangspunkt i en historisk regnserie kan volumet bestemmes ut fra ønsket om å kunne rense 100 % av overvannsmengden fra begivenheter med et gjentakintervall på eksempelvis 3-6 måneder.
- Volumet kan bestemmes ut fra ønsket om å rense minimum  $x$  mm av en avrenningsepisode. Størrelsen på  $x$  kan ut fra gitte lokale forhold velges i forhold til en forventet "first flush" - altså en forventet særlig forurenset del av avrenningen. Under "typiske" vest- og nordeuropeiske forhold kan  $x$  velges til 10-15 mm.

De nevnte kriterier er generelle og kan anvendes når magasinering skal skje i forbindelse med rensing av overvann. Det kan derfor henvises til tilsvarende kriterier i kap. 5.2 Vått overvannsbasseng samt kap. 5.4 Infiltrasjonsbasseng.

Ved beregning av nødvendig bassengvolum skal det tas hensyn til at bassenget etter en viss oppholdstid av vannet vil bli tømt. Volumfastsettelsen skjer derfor ved beregningsmessig å ta hensyn til forskjellen mellom innløps- og utløpsmengden for bassenget.

#### *Andre utformings- og dimensjoneringsmessige forhold*

Av hensyn til både rensing i bassenget samt den hydrauliske virkningen i resipienten, er det viktig at tømningen av bassenget skjer på en styrt måte. Utforming av utløpsarrangement er kjent og vil ikke bli omtalt her. Av hensyn til både renseprosesser og tømning av bassenget før neste avrenningsepisode, anbefales at tømningstiden for et fylt basseng er 1-2 døgn. Av andre aktuelle anbefalinger kan følgende nevnes:

- Av hensyn til sikkerheten rundt bassenget anbefales inngjerding eller skrånende sidekanter og ikke for stor dybde i bassenget, eksempelvis 1-1,5 m
- Av hensyn til rensingen anbefales rolig langsgående strømming i bassenget. Et lengde:bredde forhold på 3:1 - 4:1 anbefales.
- Tetting av bunnen (membran etc.) bør vurderes for ikke å få uønsket infiltrasjon. Vegetasjon (gras) kan etableres i bassenget.
- Det bør etableres et innløpsarrangement i bassenget som dreper energien i innkommende vann. Dette bedrer sedimentasjonsbetingelsene.

### **5.1.4 Drift**

Inn- og utløpsarrangementene samt sedimentasjons- og erosjonsforholdene i bassenget bør kontrolleres regelmessig. Ettersynet bør derfor skje i forbindelse med regn/snøsmelting.

Det forventes at lukt av sedimentert materiale fra veg ikke utgjør noe problem. I et veldimensjonert basseng bør fjerning av sediment kun være nødvendig med 5-10 års intervall.

### 5.1.5 Økonomi

I følge FHWA (1996) kan anleggskostnadene estimeres på følgende måte:

$$c = 168 \times V^{0,69} \quad (I)$$

$c$  = anleggskostnader i 1995-dollar

$V$  = totalvolum av bassenget ( $m^3$ )

### 5.1.6 Erfaringer og renseeffekter

Det foreligger mye erfaring vedrørende dimensjonering og utforming av overvannsbasseng, mens det i mindre grad foreligger dokumentasjon om metoden som rensetiltak. For et veldimensjonert basseng avhenger rensegraden av oppholdstiden i bassenget. De i tabell 5.1 oppgitte renseeffekter representerer teoretisk maksimale nivåer.

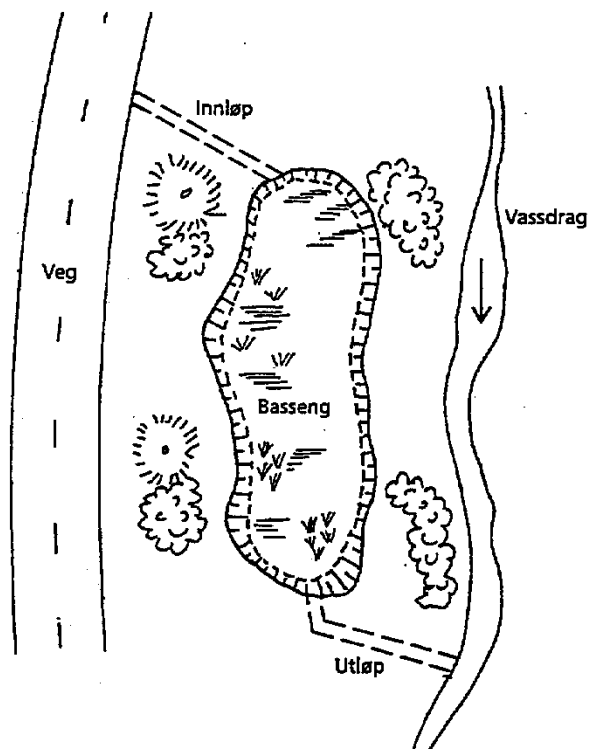
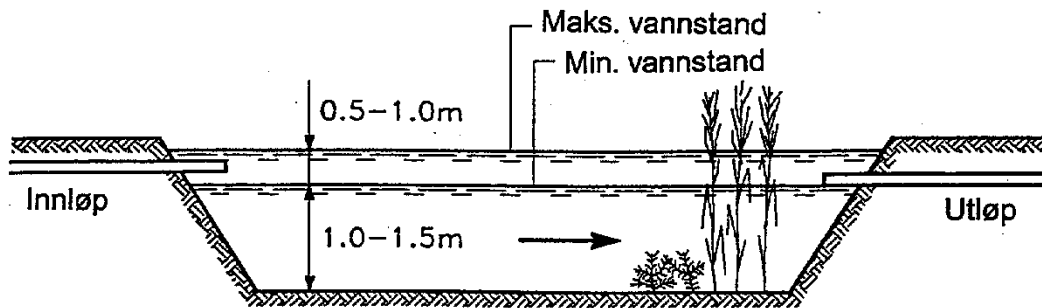
Tabell 5.1. Teoretisk maksimale nivåer for renseeffekt (%) i overvannsbasseng.

Stoff	Oppholdstid (døgn)	
	½	2
Suspendert stoff	70	90
Fosfor	40	50
Nitrogen	30	40
Bly (Pb)	70	90
Kobber (Cu) og sink (Zn)	40	50

## 5.2 Vått overvannsbasseng

### 5.2.1 Prinsipp

Et vått overvannsbasseng er i prinsippet det samme som et overvannsbasseng (kap. 5.1), men utformingen er basert på et permanent vannvolum. Dermed har det våte overvannsbassenget en sjøliggende utseende mellom avrenningsepisodene. Bassenget er således utformet slik at det under regn mottar overvann fra vegen og slipper ut tilsvarende vann som stammer fra en tidligere avrenningsepisode. Vannet som slippes, er renset under oppholdet i bassenget. Figur 5.2 viser prinsippet for et vått overvannsbasseng.



Figur 5.2. Prinsippskisse av et vått overvannsbasseng med horisontal gjennomstrømning (snitt/plan) (Hvitved-Jacobsen et al., 1994)



Rensingen i det våte overvannsbassenget foregår som i det "tørre" overvannsbassenget ved sedimentasjon. I tillegg kommer adsorpsjon til vegetasjon og andre faste overflater samt en lang rekke kjemiske og biologiske prosesser som finner sted i både vannfasen, i den fastsittende vegetasjonen og i sedimentet (Groforth et al., 1983). Sammenlignet med "tørre" basseng, vil det i våte basseng foregå en mere effektiv rensing av partikulært materiale samt rensing av oppløste stoffer. Dette skyldes at vannet har betydelig lengere oppholdstid i det våte bassenget.

Bassengtypen forutsetter at det jevnlig tilføres overvann og at det ved bassengutformingen tas hensyn til integrerte fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Bassenget utformes ofte med et forbasseng (slam-/forsedimenteringsbasseng) der grovt materiale avsettes og kan fjernes ved opprensning.

### 5.2.2 Spesifikke prosessmessige forhold

Prosessmessig kan et vått overvannsbasseng sammenlignes med et lite vann siden det forekommer både vannfase og sediment. Forskjellen er at bassenget i økologisk sammenheng er belastet rent hydraulisk av avrenningsepisodene samt påvirket av forurensningsstoffer i overvannet. Selv om det i bassenget utvikles både dyre- og planteliv og at bassenget kan ha verdi rekreasjonsmessig, er et vått overvannsbasseng et renseanlegg og bør således ikke misoppfattes som en biotop.

Hvitved-Jacobsen et al. (1994) har funnet at rensingen av fosfor og suspendert stoff (TSS) kan beskrives som en 1'ordens prosess:

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (\text{II})$$

der: C = stoffkonsentrasjon til tiden t (mg/l)

$C_0$  = stoffkonsentrasjon i innkommet overvann (mg/l)

t = oppholdstiden (d)

k = en 1'ordens renehastighet

oppløst fosfor:  $k = 0,1 \text{ d}^{-1}$

partikulært fosfor:  $k = 0,35 \text{ d}^{-1}$

suspendert stoff:  $k = 0,5 \text{ d}^{-1}$

Ligningen kan inngå i en nedbør-avrenningsmodell og benyttes til dimensjonering av et vått overvannsbasseng (jfr. kap.2 og 5.2.3). I litteraturen foreligger det ikke verdier av "k" for andre stoffer som for eksempel tungmetaller.

### 5.2.3 Prinsipper for utforming og dimensjonering

Ved prosjektering av et overvannsbasseng har følgende forhold betydning for renseeffekten (Yousef et al., 1986; Hvitved-Jacobsen, 1990; Ellis and Revitt, 1991):

- magasineringskapasiteten for tilført overvann (bassengvolumet)
- vanndybden og vanndybdevariasjonen i bassenget
- eutrofieringsforhold herunder vannplantenes betydning
- etablering av et forsedimenteringsbasseng (slambasseng)
- bassengutforming

De nevnte forhold beskrives i det etterfølgende:

### ***Magasineringskapasitet - bestemmelse av bassengvolum***

Selv om disse renseprosessene i deres natur er kompliserte, vil en enkel beskrivelse av rensingen (akkumuleringen av stoff i bassenget) ofte være akseptabel. Dette henger nøye sammen med det forhold at overvannets oppholdstid i bassenget i stor grad er bestemmende for rensegraden. På grunn av sistnevnte forhold, bør et vått basseng ikke være for lite. Noen fast minimumsstørrelse kan imidlertid ikke bestemmes, men de nevnte forhold må nøye iaktas ved utforming og dimensjonering.

Med ovennevnte utgangspunkt nevnes således i USEPA (1986), at et bassengvolum i et vått overvannsbasseng på 100 - 200 m<sup>3</sup> pr redusert ha, vil gi en rensing av totalfosfor på 60 % (1 redusert ha = 1 ha med avrenningskoeffisient lik 1,0). Det kan oppgis en rekke ulike kriterier som utgangspunkt for hvorledes et vått overvannsbasseng bør dimensjoneres (Shueler, 1987). Basert på en lang rekke undersøkelser og observasjoner er et statistisk basert dimensjoneringsprinsipp formulert i to ulike dimensjoneringsmetoder. Disse omtales i det etterfølgende (Hvitved-Jacobsen and Yousef, 1988; Hvitved-Jacobsen, 1990; Hvitved-Jacobsen et al., 1994):

#### Dimensjoneringsmetode 1:

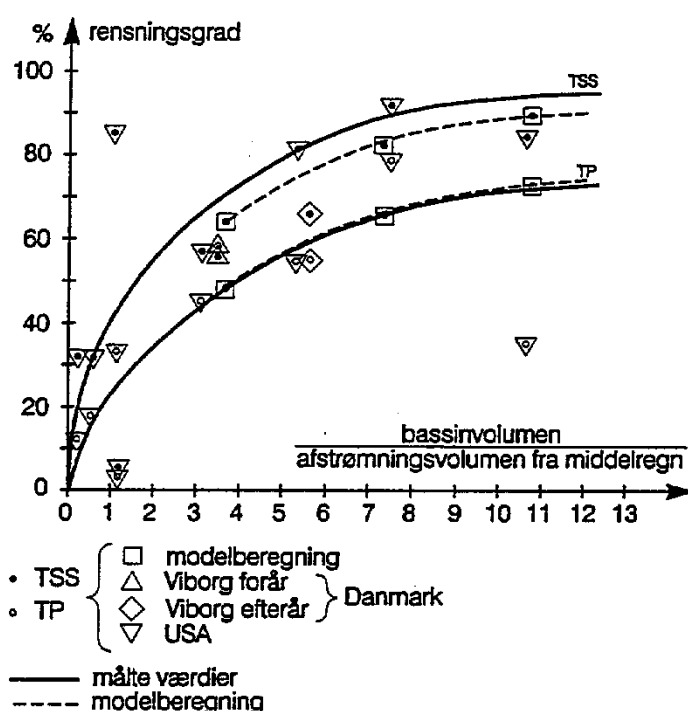
Dette dimensjoneringsprinsippet baserer seg på følgende forhold:

- Rensegraden er primært bestemt av tiden mellom to påfølgende avrenningsepisoder i og med at det i denne perioden eksisterer optimale forhold for sedimentasjon (rolige forhold samt mulighet for opptak av oppløste stoffer i planter).
- Basert på målinger anses ca 3 "tørrværsdøgn" (periode med rolige forhold i bassenget) å gi akseptabel rensing av tilført overvann.
- Nevnte kriterie bestemmer sammen med den lokale historiske regnserie størrelsen på bassenget. Under danske forhold er bassengvolumet - med et gjentakintervall på 3-4 måneder for overskridelse - bestemt til ca. 250 m<sup>3</sup> pr. redusert ha nedbørfelt.

I følge modellberegninger utført av Toet et al. (1989) svarer dette dimensjoneringskriteriet for 60 % rensing av fosfor.

#### Dimensjoneringsmetode 2:

Dette dimensjoneringsprinsippet bygger på målte renseeffekter i en rekke bassenger av ulik størrelse. Med utgangspunkt i figur 5.3, er dette størrelsesforholdet angitt ved forholdet mellom bassengvolum og avrenningsvolumet ved en midlere regneperiode.



Figur 5.3. Rensegrader for suspendert stoff og total fosfor som funksjon av forholdet mellom bassenvolum og avrenningsvolum fra et middelregn (det dimensjonsløse bassenvolum) (Hvitved-Jacobsen et al., 1994).

Under danske forhold utgjør en middelregneepisode ca. 3 mm eller  $30 \text{ m}^3$  pr. redusert ha. Forutsettes eksempelvis 60 % rensing av total fosfor, tilsvarer dette ifølge figur 5.3 et dimensjonsløst bassenvolum på ca. 6, altså  $30 \times 6 = 180 \text{ m}^3$  bassenvolum pr. redusert ha. Med utgangspunkt i en historisk regnserie og en nedbør-avrenningsmodell kan ligning II anvendes til vurdering av renseseffekt i et vått overvannsbasseng ved endret bassenvolum (Hvitved-Jacobsen et al., 1994). På figur 5.3 er beregningsmessig bestemte kurver for rensing for suspendert stoff og fosfor inntegnet. Disse beregningsmessige forhold gir en akseptabel overensstemmelse med de eksperimentelt bestemte verdier.

Dimensjoneringsmetodene 1 og 2 er i utgangspunktet forskjellige og gir derfor heller ikke nødvendigvis samme bassenvolum. De to viste beregningseksempler gir således et bassenvolum på henholdsvis  $250$  og  $180 \text{ m}^3$ . Det bemerkes at renseseffekten tilsvarende  $250 \text{ m}^3$  er basert på modellberegning (Toet et al., 1989), mens de  $180 \text{ m}^3$  er basert direkte på empirisk oppnådde resultater.

Dimensjoneringsmetode nr 1 er i utgangspunktet enkel og forutsetter kjennskap til de lokale nedbørforhold. Til gjengjeld gir den ikke som tilfellet er med metode nr.2, en umiddelbar mulighet for vurdering av renseseffekten.

### ***Vanndybde og vanndybdevariasjoner***

Rensing av eksempelvis fosfor og tungmetaller ved akkumulering i sedimentet, krever aerobe forhold i det øverste sedimentlaget. I tillegg skal bassenget være aerobt av estetiske årsaker og for å opprettholde plantevekst.

For å oppnå en ønsket oksygenkonsentrasjon i vannfasen på minimum ca. 4 mg/l, anbefales det at maksimal vanndybde under tørrværsforhold ikke overstiger 1-1,5 m og under regn 2-2,5 m. En enkel modellberegning kan gjennomføres for nøyere bestemmelse av disse forhold (Hvitved-Jacobsen, 1990).

### ***Eutrofieringsforhold og beplantning***

Et basseng med permanent vannspeil som tilføres næringssalter, vil være utsatt for potensiell eutrofiering i form av vekst av svevende alger (fytoplankton). Dette er uønsket av flere årsaker. Det kan eksempelvis medføre utslipp av organisk stoff i form av algebiomasse til resipienten, uønskede store variasjoner i oksygenkonsentrasjon samt et uestetisk utseende.

Som motvekt er en moderat mengde rotfestede planter ønskelig i bassenget. Plantene øker mulighetene for rensing av partikulært materiale ved sedimentasjon og adsorpsjon, de øker rensingen av oppløste næringssalter og tungmetaller ved opptak, gir oksygentilskudd til de bunnære vannmasser samt øker bassengets rekreasjonsverdi. Dessuten betyr rotfestede planter vanligvis at mengden av svevende alger reduseres på grunn av konkurranse.

En moderat vekst av rotfestede planter kan fremmes ved å etablere områder med varierende vanndybde i bassenget og at det ved bygging av bassenget fremmer etablering av bestemte plantearter som er kjent på den aktuelle lokalitet.

### ***Forsedimentering***

Større partikler primært sandpartikler, kan fjernes i et forsedimenteringsbasseng (slambasseng) før de når selve overvannsbassenget. Slike sandavleiringer vil forholdsvis lett kunne fjernes uten inngrep i selve overvannsbassenget. Bassenget kan dimensjoneres som et enkelt (åpent/lukket) sandfang. Ønskes eksempelvis sandpartikler >ca. 0,1 mm fjernet og det regnes med en sedimenteringshastighet på ca. 0,005 m/s, vil en dimensjonerende avrenning på 105 l/s/ha resultere i et overflatebehov for sandfanget på 20 m<sup>2</sup>/ha.

### ***Bassengutforming***

Følgende forhold vedrørende bassengutforming anbefales tatt med ved dimensjoneringen (Hvitved-Jacobsen, 1990; Urbonas et al., 1992):

- Av hensyn til sikkerheten omkring bassenget og for å fremme vegetasjon langs bassengets sider, anbefales skrånende kanter, eksempelvis i forholdet 1:4.
- Av hensyn til rensingen ved sedimentasjon anbefales rolig langsgående strømming i bassenget. Et lengde/bredde-forhold på 3:1 - 4:1 anbefales.

- For å “klargjøre” bassenget til en ny avrenningsepisode, bør et basseng være tømt ned til det permanente vannspeil på under 10-20 timer.
- Bassengbunnen må være tett (leire, membran) for å oppnå et permanent vannspeil (unngå uønsket infiltrasjon).
- Det bør eventuelt etableres et innløpsarrangement i bassenget som dreper energien i innkommende vann for å bedre betingelsene for sedimentasjon og unngå slamflukt i bassenget.
- Det kan eventuelt legges et tynt sandlag på bunnen som kan virke som rotfeste for planter.

### 5.2.4 Eksempler på utforming

Figur 5.2 viser to hovedtyper av våte bassenger. Typen med langsgående gjennomstrømning er den vanligst forekommende.

Bassengutforming og en lang rekke tekniske detaljer vil kunne varieres ut fra de oppgitte utformings- og dimensjoneringsprinsipper. Utformingen påvirker i høy grad anleggskostnadene og renseseffekten av det gitte bassengvolum.

### 5.2.5 Lokal tilpasning

De spesifikke anleggstekniske forhold som er beskrevet i rapporten, må legges til grunn ved planleggingen av våte bassenger. I tillegg til de tekniske forhold må det ved utforming av bassenger, tas hensyn til landskapsmessige tilpasninger, beplantninger og evt. rekreasjonsmessig utnyttelse.

### 5.2.6 Drift

Generelt bør et vått basseng være dimensjonert og utformet slik at minimalt vedlikehold blir påkrevet. Følgende forhold skal fremheves:

- Det forventes at sand fra forsedimenteringsbassenget må fjernes ca. hvert andre år. Forutsatt korrekt dimensjonering av forsedimenteringsbassenget forventes at det fjernede materiale (sand) er forholdsvis lite forurenset. Sandfanget bør være lett tilgjengelig for maskiner.
- Ved anvendelse av fornuftige dimensjoneringskriterier, er fjerning av sedimentert materiale i hovedbassenget sjelden nødvendig, vanligvis med 10-25 års intervaller. I et meget produktivt lite basseng kan sedimenttilveksten være opp til 1 cm/år, men er vanligvis mindre. Sedimenter fra opprensning må forventes å inneholde vesentlige mengder av tungmetaller og andre miljøgifter.
- I meget produktive bassenger kan regelmessig fjerning av noe plantemateriale være nødvendig.

Det anbefales at det regelmessig- eksempelvis 1-2 ganger årlig - foretas inspeksjon for å kontrollere at bassenget fungerer etter hensikten. Samtidig bør det foretas mindre opprensning av tilført avfall etc.

### 5.2.7 Økonomi

Kostnader for etablering av våte overvannsbassenger vil variere mye, dels på grunn av lokale forhold, dels avhengig av hvilke detaljer som ønskes tatt med ved dimensjonering og utforming samt innløps- og utløpsarrangementer. USFHA (1996) anser at forholdsvis store våte bassenger er særlig økonomiske å anlegge, mens for rensing av mindre vannmengder er infiltrasjon mest gunstig økonomisk.

USFHA (1996) gir følgende formel for estimering av anleggskostnader for vått basseng:

$$c = 6,1 (V/0,02832)^{0,75} \quad (III)$$

der: c = anleggskostnader i 1985-dollar.

V = totalvolumet av det våte bassenget (m<sup>3</sup>)

Variasjonen i prisnivå for etablering av våte bassenger fremgår av følgende eksempel: Et dansk rådgivende firma beregnet kostnadene for etablering av i alt 7 våte bassenger for en kommune. Prisnivået var særlig avhengig av bassengstørrelse og mulighetene for etablering på den enkelte lokalitet. Gjennomsnittsprisen for totalt ca. 50.000 m<sup>3</sup> bassengvolum var i 1988-priser ca. 75 DKK pr. m<sup>3</sup>. Gjennomsnittsprisen for de 7 bassenger varierte i intervallet ca 30 - 300 DKK pr. m<sup>3</sup>.

### 5.2.8 Erfaringer og renseseffekter

Det er generelt mye erfaring med bruk av våte bassenger. Primært er disse erfaringer oppnådd i USA og Vest- og Mellomeuropa. Det er svært begrenset med erfaringer fra kaldt samt tørt og varmt klima.

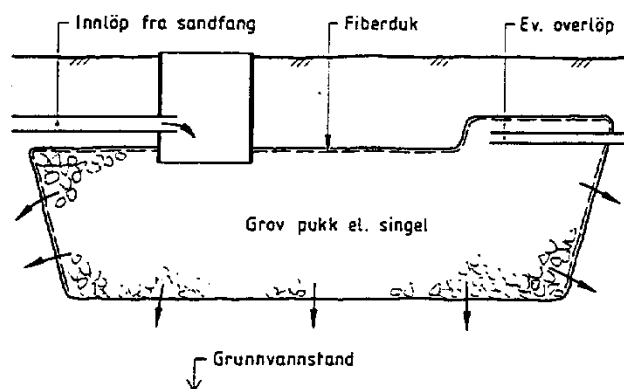
For et veldimensjonert og velfungerende anlegg, er følgende rensesgrader vanlige:

- suspendert stoff : 70 - 90 %; særlig større og tyngre partikler blir fjernet
- total fosfor: 55 - 65 %; særlig partikulært stoff fjernes
- total nitrogen: <40 %; rensesgraden er vanligvis lav
- tungmetaller: 40 - 90 %; normalt forekommer sink i det nedre intervallet, kobber vanligvis midt i intervallet og bly i det øvre området av intervallet.

## 5.3 Perkolasjonsmagasin

### 5.3.1 Prinsipp

Et perkolasjonsmagasin er et ca. 1-2 m dybt magasin vanligvis utgravd i jord, foret med fiberduk og oppfylt med stein og deretter overdekket med jord på toppen. Overvann som føres til magasinet vil perkolere (sige) ned i omgivende jord. Under bunnen av magasinet kan det eventuelt etableres drenering som leder vannet til grøft og resipient (fig.5.4).



Figur 5.4 Prinsippsskisse av perkolasjonsmagasin med infiltrasjonskum og overlöp (Byggforsk, 1989).

### 5.3.2 Spesifikke prosessmessige forhold

Et perkolasjonsmagasin skal som rensiltak utformes for å fjerne fint partikulært materiale samt oppløste stoffer. Rensingen av forurensningsstoffene skjer ved en rekke prosesser i jorda. Primære prosesser er filtrering, sorpsjon til jordpartiklene samt mikrobiell nedbrytning. Det er viktig å kjenne jordmediets kapasitet for akkumulering og nedbrytning av forurensningsstoffer.

Anvendelse av denne metoden forutsetter at det ikke tilføres slam som fører til gjentetting av selve gropa og de omgivende jordmasser. Metoden må derfor kombineres med en forbehandling som fjerner grovt partikulært materiale.

### 5.3.3 Prinsipper for utforming og dimensjonering

Et system for perkolering av overvann fra veg bør omfatte et forsedimenteringsbasseng, der grovere partikler fjernes før vannet ledes til perkolasjonsmagasinet. Magasinet kan bygges opp av eksempelvis 32/68 mm singel og overdekkes med et tett materiale (PH-Consult, 1991).

Et perkoleringsmagasin kan utformes etter forskjellige prinsipper:

### ***Magasin med høy infiltrasjonskapasitet***

Magasinet utformes med henblikk på fullstendig infiltrasjon av overvannet ut i omgivende jordmasser. Magasinet må dimensjoneres for å kunne motta det samlede vannvolum som renner av.

### ***Magasin med redusert kapasitet***

Magasinet kan utformes med mulighet for delvis infiltrasjon. I magasinet etableres et avløp i form av et perforert rør. Røret anbringes ved bunnen og høyere i magasinet. Etableres røret i bunnen kan formålet være å sikre magasinet mot eventuell senere redusert infiltrasjonskapasitet. Utløpskapasiteten fra røret kan eventuelt reguleres.

Magasinet kan dimensjoneres for å rense den første delen av overvannsavløpet ("first flush") ved å etablere et rør med mulighet for avløp fra magasinets øvre del. Eksempelvis kan magasinet således dimensjoneres for å kunne akkumulere de første 10-15 mm av en regnepisode.

### ***Generelle dimensjoneringsprinsipper***

Dimensjonering av magasinets volum skjer i forhold til nedbørfeltets areal, ønsket kapasitet i forhold til nedbørmengde og jordmassenes infiltrasjonskapasitet ( jfr. ovenstående prinsipper for utforming. Dimensjoneres det for eksempel etter et dimensjonsgivende regn på 140 l/sxha i 10 minutter kan selve magasinets volum under forutsetning av avløpskoeffisient på 1 settes til 1 m<sup>3</sup> for hver 30 m<sup>2</sup> overflateareal (PH-Consult, 1991).

Areal/volum-forholdet i magasinet dimensjoneres i forhold til den hydrauliske ledningsevnen for den omgivne jorda. Jord med lav infiltrasjonskapasitet krever således et tilsvarende høyt areal/volum-forhold.

Det foreligger en svensk anvisning for dimensjonering av perkolasjonsmagasin (VAV, 1983).

### **5.3.4 Drift og økonomi**

Perkolasjonsmagasin er enkle og krever i prinsippet tilsvarende lavt vedlikehold forutsatt liten partikkeltilførsel. Det er derfor vesentlig at det ved dimensjonering tas hensyn til en "vedlikeholdsfri" drift. Det må spesielt vektlegges at akkumuleringskapasiteten i jorda er høy og at det ikke forekommer uønsket gjentetting. Forbehandlingen (forsedimenteringen) må derfor særlig kontrolleres.

Små perkolasjonsmagasin - av en størrelse på under ca. 200 m<sup>3</sup> - anses å være økonomiske gunstige sammenlignet med de fleste andre rensiltak.

USFHA (1996) gir følgende formel for estimering av anleggskostnader ved etablering av perkolasjonsmagasin:

$$c = 32,7 \times 35,3V^{0,63} \quad (IV)$$

hvor: c = anleggskostnader i 1990 - dollar, V = det effektive volum dvs. ca 40 % av det utgravde volum (m<sup>3</sup>)



### 5.3.5 Erfaringer og renseeffekter

Det er generelt omfattende erfaring med perkolasjonsmagasiners funksjon, men det er ikke i tilsvarende grad dokumentert.

De nedenfor oppgitte renseeffekter gjelder for en situasjon der magasinet er dimensjonert med høy kapasitet (tilsvarer infiltrasjon av all avrenning) og forutsatt at jordmassene har gode sorpsjons- og nedbrytningsegenskaper. For magasiner dimensjonert med redusert kapasitet vil det skje en tilsvarende forholdsmessig reduksjon i de oppførte renseeffekter.

Under ovenstående forhold er følgende renseeffekter mulige:

- suspendert stoff: opp til 100 %
- total fosfor: 60 - 70 %
- total nitrogen: 50 - 70 %
- tungmetaller: 95 - 99 %
- organisk stoff: 90 - 95 %
- mikroorganismer: opp til 100 %

## 5.4 Infiltrasjon

### 5.4.1 Prinsipp

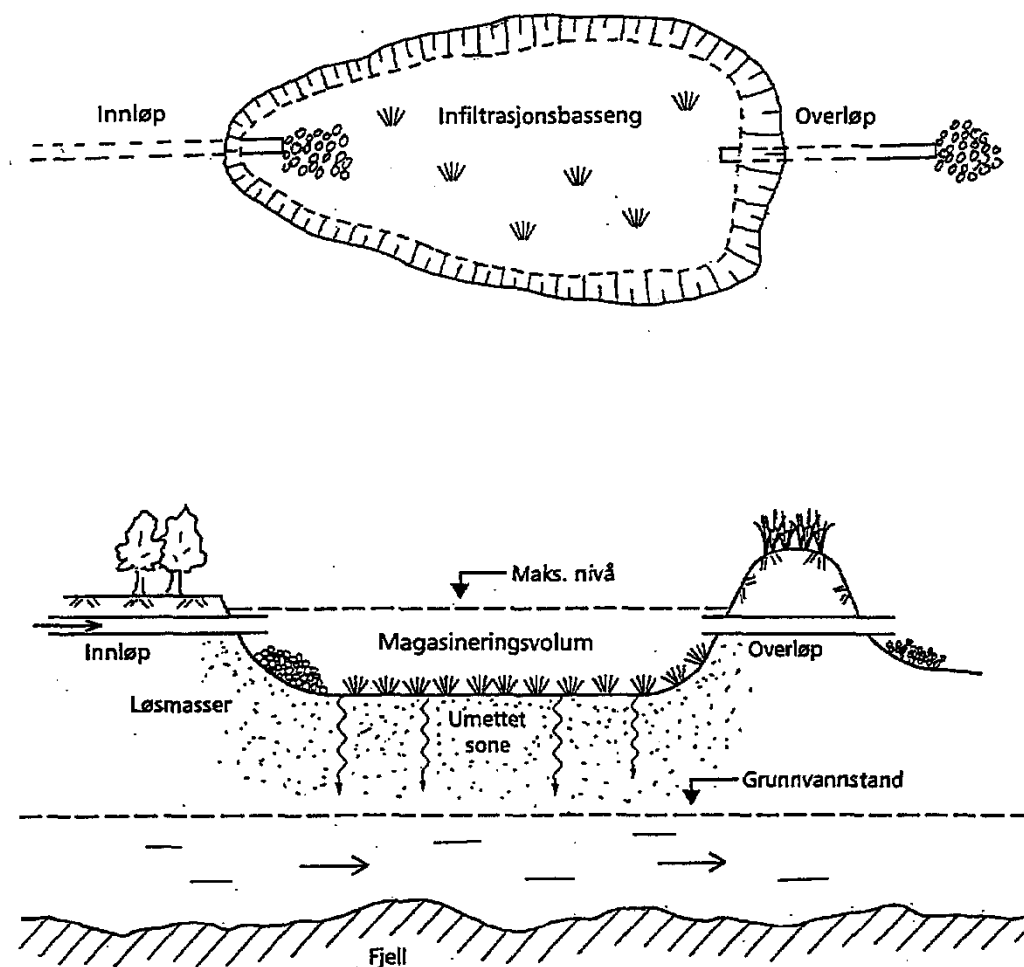
Et infiltrasjonsbasseng er et åpent basseng som mottar overvann der vannet infiltreres (siger ned) i grunnen. I et infiltrasjonsbasseng kombineres muligheten for en magasinering av overvannet og en etterfølgende infiltrasjon i jordmassene (fig. 5.4).

Både oppløste og partikulære stoffer vil kunne fjernes ved infiltrasjonsprosessen og enkelte stoffer kan omsettes biologisk (nedbrytning, opptak) i etterkant. Bruk av infiltrasjonsbassenger forutsetter at gjentetting av infiltrasjonsflaten/jordmassene ikke inntreffer. Jordmassene må ha både god permeabilitet og gode egenskaper for akkumulering og omsetning av forurensningsstoffene.

### 5.4.2 Spesifikke prosessmessige forhold

Som for de tidligere omtalte metoder, bør grovt partikulært materiale fjernes ved forsedimentering før infiltrasjon.

Rensingen i jord skjer på samme måte som for perkolasjonsmagasin. De primære prosesser er filtrering, sorpsjon til jordpartikler samt mikrobiell nedbrytning.



Figur 5.5. Prinsippskisse av et infiltrasjonsbasseng (plan/snitt)

Når infiltrasjon benyttes som rensetiltak er følgende forhold sentrale:

- Jordas infiltrasjonsevne (målt som hydraulisk ledningsevne)
- Hastigheten for binding (sorpsjon) av forurensningsstoffer i jordmassene
- Jordmassenes kapasitet for akkumulering av forurensningsstoffer samt jordas evne til å fastholde og omsette disse stoffene.

De omtalte forhold betyr i praksis at infiltrasjonshastigheten verken bør være for stor eller for liten. Ved meget stor infiltrasjonshastighet blir tiden for kort til sorpsjon i jordmediet og ved for lav infiltrasjonshastighet vil magasineringsbassenget ikke bli tilstrekkelig tømt før etterfølgende avrenningsepisode.

Et akseptabelt kompromiss mellom ovennevnte forhold gir en hydrauliske ledningsevne i størrelsesorden 5-60 mm/time. Dette betyr (jfr. kap.3.3.1) at infiltrasjon og akkumulering vil kunne foregå i silt-/sandholdig jord og helst med et innhold av organisk materiale og leirmateriale som har stor bindingskapasitet.

### 5.4.3 Prinsipper for utforming og dimensjonering

Det inngår to viktige prinsipper i utformings- og dimensjoneringsgrunnlaget for et infiltrasjonsbasseng:

- at det etableres et magasineringsvolum for tilført overvann
- at det skapes mulighet for infiltrasjon av vannet og etterfølgende akkumulering av forurensningsstoffene i jordmediet.

Med dette utgangspunktet kan dimensjonering skje på følgende grunnlag angitt i punktene a-d:

#### *a) Magasineringsvolum*

Magasineringsvolumet bestemmes ut fra ønsket om rensing av overvannet ved ekstreme avrenningsepisoder. Følgende utgangspunkt for dimensjonering kan anvendes:

- Med utgangspunkt i en historisk regnserie kan volumet bestemmes ut fra et definert ønske om rensing av en fastsatt statistisk bestemt %-andel av den overvannsmengden som renner av på årsbasis.
- Med utgangspunkt i en historisk regnserie kan volumet bestemmes ut fra ønsket om å kunne rense 100 % av overvannsmengden fra begivenheter med et gjentaksintervall på eksempelvis 3-6 måneder.
- Volumet kan bestemmes ut fra ønsket om å rense minimum  $x$  mm av en avrenningsepisode. Størrelsen på  $x$  kan ut fra gitte lokale forhold velges i forhold til en forventet "first flush" - altså en forventet særlig forurenset del av avrenningen. Under "typiske" vest- og nordeuropeiske forhold kan  $x$  velges til 10-15 mm.

Det henvises forøvrig til kriterier beskrevet i kap. 5.2 for våte overvannsbassenger.

#### *b) Bestemmelse av tid for tømning av magasineringsbassenget*

Den tiden det tar før magasineringsbassenget tømmes ved infiltrasjon, vil avhenge av når neste episode med et avrenningsvolum større enn det tilgjengelige volum i bassenget vil inntreffe. Denne størrelsen kan bestemmes kvantitativt ut fra historiske regndata. Under danske forhold må en tidsperiode på 3-5 døgn være et akseptabelt utgangspunkt for valg av tid.

Det kan av hensyn til de kjemiske prosesser ved sorpsjon av forurensningsstoffer i jorda, ikke aksepteres at infiltrasjonshastigheten er meget høy.

#### *c) Bestemmelse av vandedybde i bassenget*

Den maksimale vandedybden i bassenget er lik den hydrauliske ledningsevnen for vannmettet strømning ( $K_s$ , jfr. kap. 3.3.1) multiplisert med den fastsatte tiden for avvanning/tømning av magasineringsvolumet.

#### **d) Bestemmelse av bassengets overflateareal (infiltrasjonsflate)**

Overflatearealet bestemmes ut fra resultatene i a) og c).

#### **5.4.4 Drift**

Infiltrasjonsbassenger bør kontrolleres regelmessig. Spesielt bør man være oppmerksom på gjentetting av infiltrasjonsflaten med slam. Dette slamlaget bør fjernes hvis infiltrasjonsevnen reduseres mye.

Boutiette and Duerring (1994) anbefaler infiltrasjonsbassenger som driftsmessig fornuftige for nedbørfelt på mellom ca 2 - 20 ha. Under 2 ha anbefales perkolasjonsmagasiner (avhengig av forurensningsgraden i overvannet). Over 20 ha anses våte overvannsbassenger å være bedre egnet.

#### **5.4.5 Økonomi**

Shueler (1987) anser infiltrasjonsbassenger som anleggsmessig billige i og med at magasinering kombineres med rensing.

USFHA (1996) oppgir følgende formel for estimering av anleggskostnader for etablering av infiltrasjonsbassenger:

$$c = 10,7 \times (V/0,02832)^{0,69} \quad (V)$$

hvor: c = anleggskostnader i 1985-dollar  
V = det totale volum (m<sup>3</sup>)

#### **5.4.6 Erfaringer og rensegrader**

Rensing i infiltrasjonsbassenger er styrt av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. I tillegg til innholdet i overvannet spiller jordas hydrauliske og stoffakkumulerende egenskaper en viktig rolle. Dette forholdet er muligens årsaken til at det i litteraturen er oppført relativt store variasjonsintervaller for renseeffekt.

Overholdes de omtalte forhold og anbefalinger anses følgende nivåer for renseeffekt som realistiske:

- suspendert stoff: 80-95 %
- total fosfor: 50-70 %
- total nitrogen: 40-50 %
- tungmetaller: 80-95 %
- organisk stoff: 70-90 %

Under ellers like forhold forventes at renseeffekten for infiltrasjonsbassenger er høyere enn for perkolasjonsmagasiner.

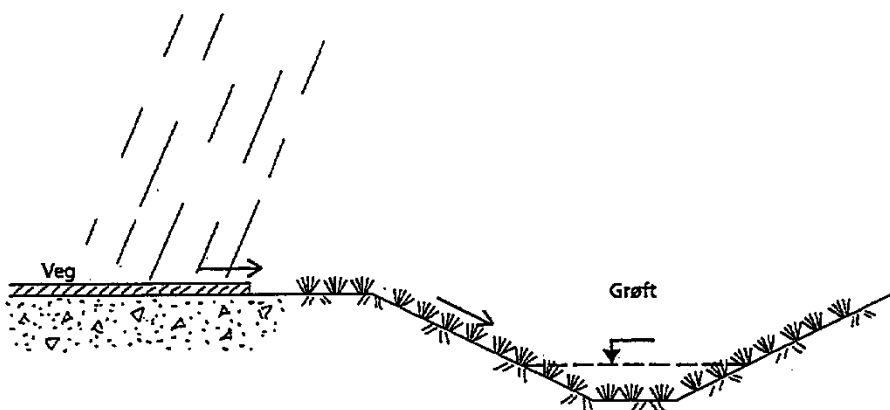
## 5.5 Vegetative systemer

Felles for de vegetative systemer er utnyttelsen av plantevegetasjonens muligheter for akkumulering og opptak av vann og stoff. I praksis omfatter de vegetative rensemetoder elementer av både infiltrasjon, sedimentasjon og planteopptak.

### 5.5.1 Grøft

#### *Prinsipp*

I forbindelse med veganlegg er grøfter ofte benyttet for å lede overvannet vekk fra veganlegget. Slike grøfter er normalt grasbevokste (fig. 5.6).



Figur 5.6 Prinsippskisse av grasdekt grøft.

Avhengig av blant annet den hydrauliske oppholdstiden i grøfta samt jordbunnsforholdene, vil partikulært materiale i overvannet kunne fjernes ved sedimentasjon, adsorpsjon og delvis ved infiltrasjon.

Rensingen i grøfter er normalt forholdsvis liten og en grøft kan derfor som rensetiltak kun anbefales benyttet som et element i tilknytning til en annen og mer effektiv metode. For eksempel kan overvannet ledes videre til et vått overvannsbasseng eller infiltrasjonsbasseng.

#### *Spesifikke prosessmessige forhold*

Et grøftesystem må betraktes som en transportveg for overvannet. Den hydrauliske oppholdstiden er derfor kort og stoffopptak i vegetasjonen under avrenningsepisoden kan derfor antas å være uten avgjørende betydning for renseprosessen. Rensingen baseres primært på tilbakeholdelse ved sedimentasjon (filtrering i vegetasjonsdekket) samt infiltrasjon.

### *Dimensjonering, erfaringer og renseeffekt*

Rensing av overvann ved transport gjennom grøfter har vært undersøkt av mange deriblant Yousef et al. (1987) samt Barret et al. (1993). Det er generelt observert store variasjoner i oppnådde renseeffekter. Som rensetiltak må grøft anses som usikker rensemetode. Foreligger det spesifikke krav til rensing, bør ikke rensingen utelukkende baseres på den vegetative metoden.

Dimensjoneringen av grøfter bør primært være begrunnet i hydrauliske forhold. Hvis de resemessige forhold ønskes inkludert kan følgende anbefalinger legges til grunn:

- |  |                  |
|--|------------------|
| - den langsgående helning på grøften (eller arealet):    | maks. 2-5 %      |
| - lengde på grøftesystemet:                              | min. 50 - 100 m  |
| - hydraulisk oppholdstid (på overflaten):                | min. 5 - 10 min. |
| - strømningshastighet:                                   | 17 cm/s          |
| - valg av stabil grasart for aktuelle klimatiske forhold |                  |
| - valg av jordbunnsforhold med god infiltrasjonsevne:    | ca. 10 mm/t      |

For grøfter som mottar overvann er følgende maksimale renseeffekter oppnåelige (optimale forhold):

- suspendert stoff: opp til 70 %
- total fosfor: meget varierende, eventuelt forhøyet innhold
- total nitrogen: 40 - 50 %
- tungmetaller: 50 - 90 %

Som tidligere beskrevet er variasjonen og usikkerheten i renseeffekten stor (ofte lav effekt). Shueler (1991) refererer at av i alt 10 rapporterte undersøkelser vedrørende renseeffekt i grøfter, viste halvparten moderate verdier for renseeffekt (sammenlignet med de oppgitte verdier), mens den andre halvparten viste svært liten eller endog "negativ" renseeffekt.

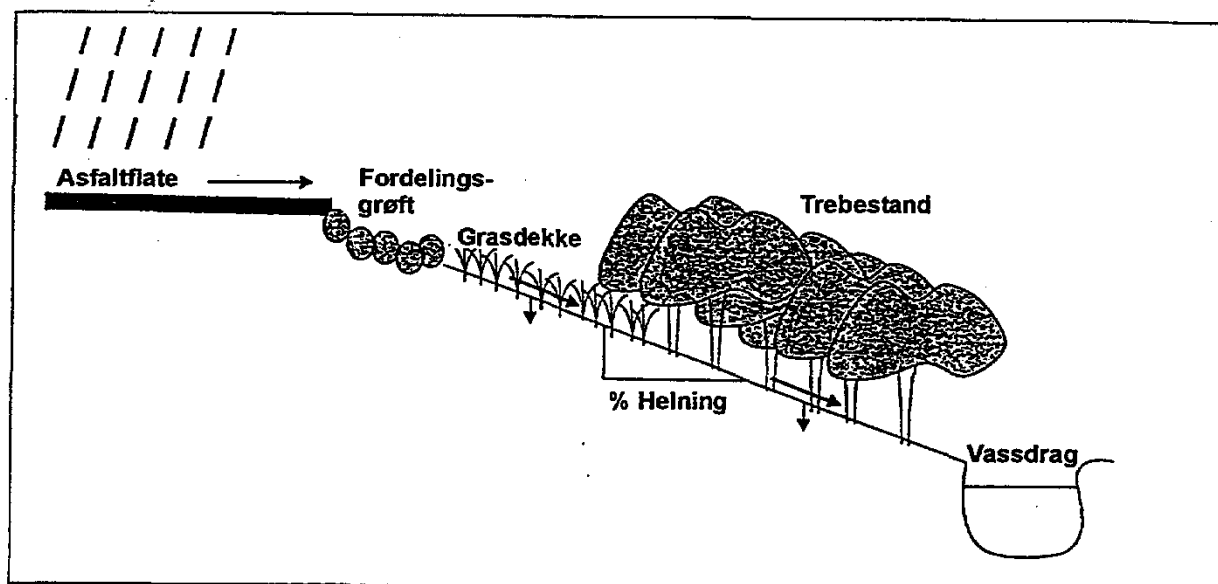
En rekke konstruksjonsmessige detaljer kan medvirke til øket rensing:

- etablering av tverrgående forhøyninger i grøften
- bruk av sandblandet jord for å oppnå øket infiltrasjon
- etablering av perkolasjonsmagasin under grøften

I sistnevnte tilfelle er grøftens funksjon blant annet å skape tilstrekkelig oppholdstid for at infiltrasjon til perkolasjonsmagasinet kan finne sted (jfr. kap. 5.3). Jordmassene i grøftebunnen må derfor ha en tilsvarende nødvendig hydraulisk ledningsevne.

### **5.5.2 Vegetasjonsdekket areal med lite fall**

Overvann kan ledes ut på gras- og skogbevokste arealer med lite fall (fig. 5.7). Rensingen av overvannet på slike arealer vil i prinsippet tilsvare det som foregår i en grøft (jfr. kap. 5.5.1). De forhold som er omtalt for "grøft" vil derfor med mindre korreksjoner kunne overføres til rensing på vegetasjonsdekte arealer. Det er kun på meget store arealer at det kan forventes akseptable renseeffekter.



Figur 5.7. Prinsippskisse av et vegetasjonsdekket areal med lite fall for rensing av overvann (etter FHWA, 1996).

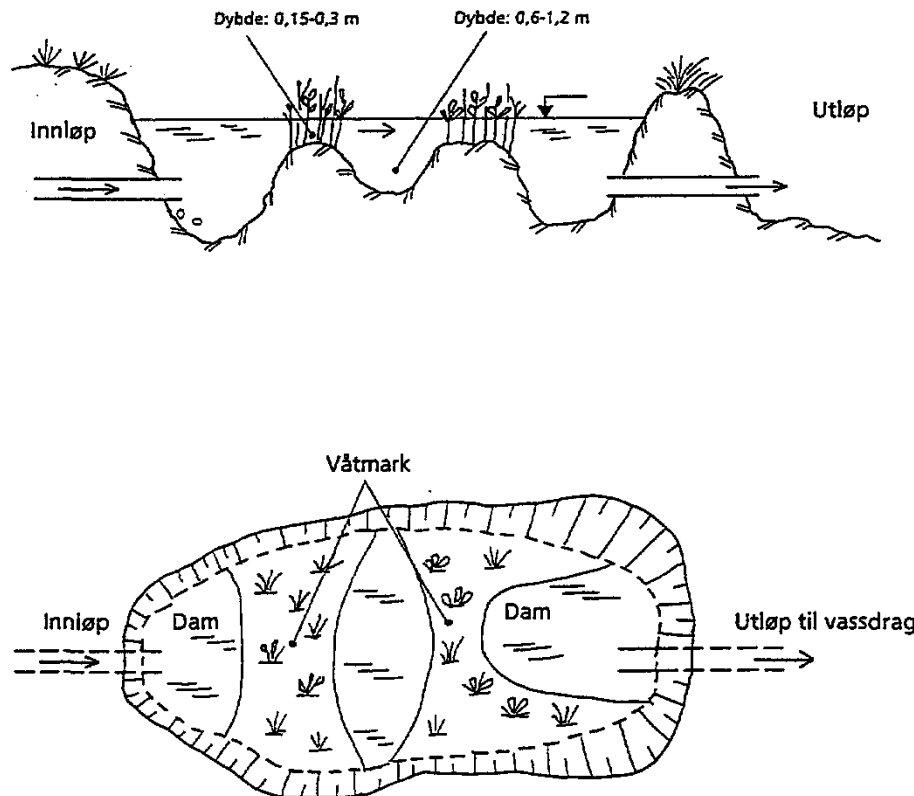
## 5.6 Våtmark

### 5.6.1 Prinsipp

En våtmark er kjennetegnet ved tett vegetasjon på våte områder med generell liten vanndybde. En våtmark kan være naturlig, men også kunstig anlagt. Da våtmark i denne sammenheng blir behandlet som et rensiltak, forutsettes det at våtmarken er kunstig anlagt. Variasjonen i vanndybden i en våtmark kan være stor både i tid og sted. I en våtmark kan det derfor forekomme både arealer med fritt vannspeil og arealer over vannspeilet, men de våte områdene med vegetasjon og med en vanndybde på 15-30 cm dominerer (fig. 5.8).

Den fysiske og biologiske oppbygning av en våtmark betinger de prosesser som bidrar til rensing av overvannet som strømmer gjennom det vegetative området. Både fysiske, kjemiske og biologiske prosesser er av betydning for rensingen.

Som et forutsigbart (dimensjonerbart) rensiltak, er en våtmark komplisert. Dette begrunnes med den store variasjonen i fysiske og biologiske forhold i våtmarken. Våtmarker kan tenkes integrert med andre og mere "dimensjonerbare" rensiltak som f.eks vått overvannsbasseng eller infiltrasjonsbasseng.



Figur 5.8 Prinsipskisse av kunstig anlagt våtmark (plan/snitt).

### 5.6.2 Spesifikke prosessmessige forhold

Den store variasjonen og mangfoldet (diversiteten) som forekommer i en våtmark, medfører at en lang rekke fysiske, kjemiske og biologiske prosesser fungerer i et samspill. Til gjengjeld betyr denne kompleksiteten at det kun i begrenset grad finnes dokumentasjon for enkeltprosessenes betydning. Imidlertid må man forvente at rensingen i en våtmark i stor grad skjer ved sedimentasjon, filtrering og adsorpsjon av kolloide partikler samt planteopptak.

### 5.6.3 Prinsipper for utforming og dimensjonering

Det er ikke som for de øvrige omtalte rensemetoder, en klar definisjon på en (kunstig) våtmark. Som følge av dette kan det heller ikke beskrives tilsvarende utformings- og dimensjoneringsprinsipper. I det etterfølgende gis det noen retningslinjer og anbefalinger for etablering av kunstig våtmark (Shueler, 1987; Urbonas et al., 1992).

#### *Utseende*

Ønsker man å anlegge en våtmark, må et av formålene være å få anlegget integrert i den lokale naturgitte situasjon. De lokale forhold deriblant plantevalget, bør tas i betraktning i det aktuelle tilfelle. Det anbefales å nedprioritere ønsket om å etablere et økosystem. En kunstig



våtmark er et rensetiltak og integrering av formålet for rensing med vannkvalitetskrav for økosystem, kan vanskelig forenes.

### ***Magasinering***

En våtmark må kunne magasinere overvannsmengden fra en regnepisode. Det er derfor hensiktsmessig at våtmarken har et bassenglignende område ved innløpet samt at det forekommer våte områder med magasineringskapasitet spredt innenfor våtmarka. Bestemmelse av magasineringskapasiteten kan skje på tilsvarende måte som for øvrige magasineringskrevende rensetiltak (jfr. kap. 5.1.3).

### ***Størrelse***

Våtmarksområdene må arealmessig være dominerende. Slike områder med vanddybder på 15-30 cm kan utgjøre 60-80 % av det samlede areal. I tillegg kommer områder med øyer og dypere partier med dybder på opp til 1-1,2 m.

Bestemmelse av magasineringsvolumet vil være bestemmende for arealbehovet til våtmarka. Vanligvis vil arealkravet være mer enn 2 % av det samlede nedbørfeltet.

## **5.6.4 Drift, erfaringer og renseeffekter**

Inn- og utløpsarrangementets funksjon bør etterses regelmessig. Noen egentlig drift av selve våtmarka burde ikke være nødvendig, bortsett fra en sjelden opprensning av innløpsbassenget. Det må imidlertid sikres at området ikke gror igjen og at den ønskede vegetasjon opprettholdes.

Det kan ikke vises til typiske renseeffekter. Det må forventes stor variasjon i en kunstig våtmark. Erfaringer viser at renseeffekter i størrelsesorden av hva som forekommer i våte overvannsbassenger, kan oppnås.

Våtmarker som rensetiltak er gjennom de siste årene blitt populære i visse deler av USA, men det er ikke tilsvarende dokumentert erfaringer med slike anlegg. Det synes ikke som om det alltid er rensemessige begrunnelser for etableringen av anleggene.

## **5.7 Rensemeter under vanskelige plassforhold og spesielle klimatiske forhold.**

I en lang rekke situasjoner vil det være behov for anleggstyper som er lite plasskrevende. Videre kan det under omstendigheter med spesielle klimatiske eller jordbunnsmessige forhold være behov for dertil egnet metode.

## 5.7.1 Lukket eller åpent sandfilter

### *Prinsipp*

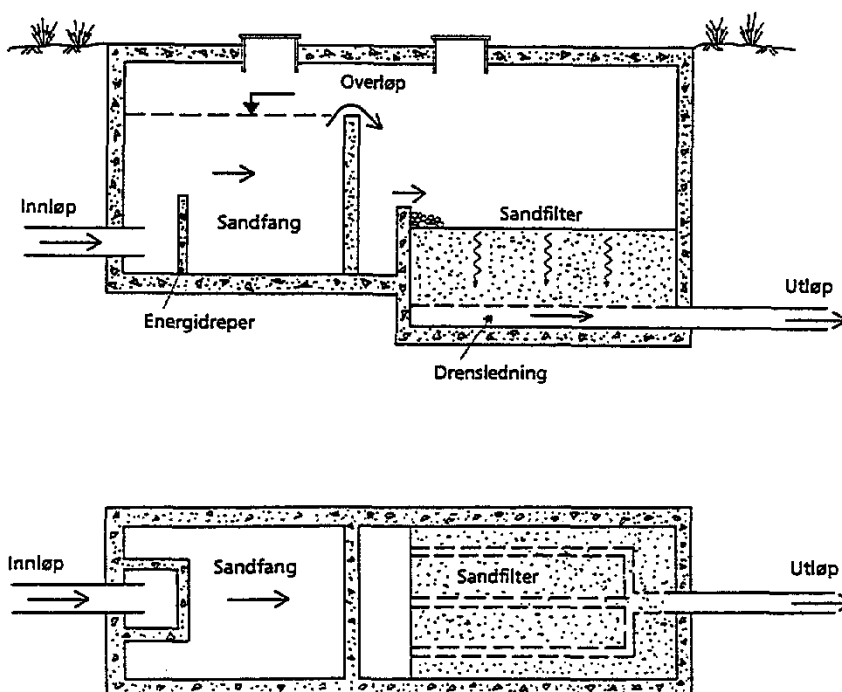
Et sandfilter er i prinsippet et basseng som på bunnen har et filter i form av et sandlag (fig. 5.8 og 5.9). Filteret holder primært tilbake partikler med tilhørende forurensningsstoffer, men den biologiske filmen som utvikles på sandkornene, vil kunne medvirke til delvis biologisk betinget rensing.

Et sandfilter utformes vanligvis som et "teknisk" anlegg, enten lukket i en konstruksjon under bakken eller som et åpent anlegg. Filteranlegget bør kombineres med en forbehandling f.eks. sedimentasjon. Denne forbehandlingen samt magasineringen av overvannet, behøver nødvendigvis ikke å finne sted på samme lokalitet som sandfilteret er plassert.

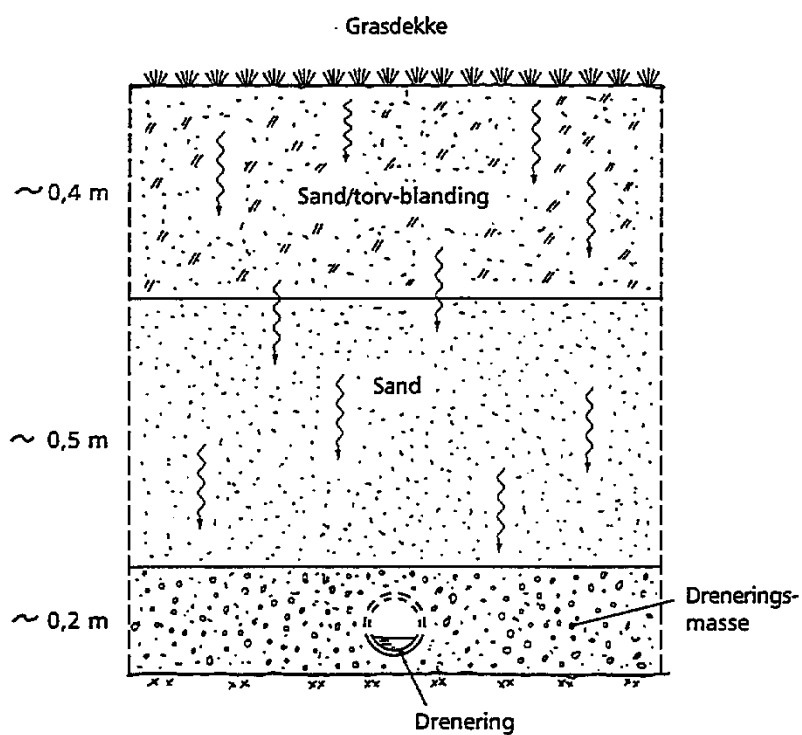
En spesiell variant av et sandfilter er sandfiltergrøft (fig.5.10). Løsningen baseres på at grøftmassen er bygd opp av tilført sand og at overvannet filtrerer gjennom massene ned til underliggende drensledning. Hvis undergrunnen er selvdrenerende og grunnvannsspeilet ligger dybt, kan grøfta etableres uten drenering.

### *Utforming og dimensjoneringsprinsipper*

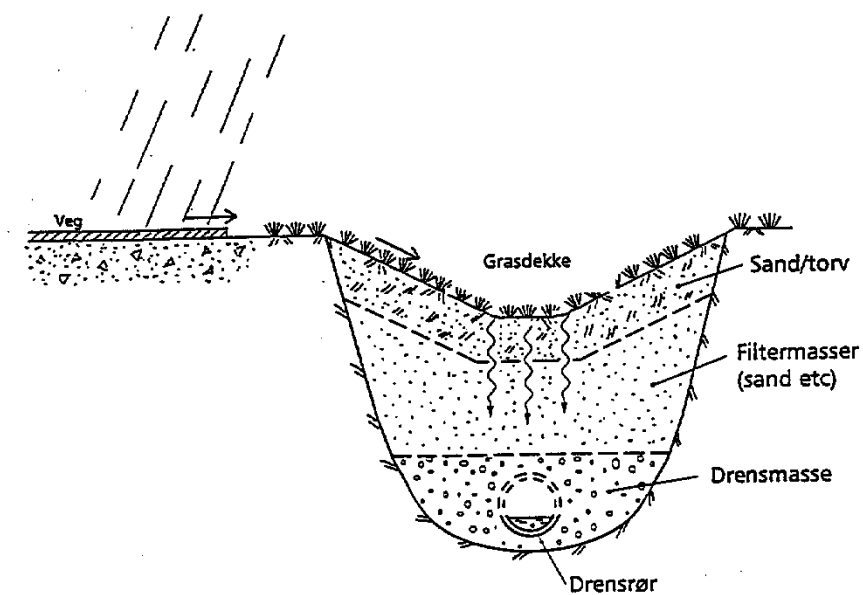
Rensing av overvann ved sandfiltrering forutsetter en forutgående magasinering av vannet siden sandfilterbassengets kapasitet normalt ikke vil være dimensjonert tilsvarende avrenningsintensiteten. Et sandfilterbasseng består således av minimum to anleggsdeler; et basseng til magasinering av overvannet og en del til filtrering. Dessuten kan det mellom disse anleggsdelene være en forbehandling i form av eksempelvis sedimentasjon for å unngå tilslamming av filteret. Et sandfilterbasseng bør ha drenering i bunnen. Tykkelsen av sandlaget er vanligvis angitt til å være 0,5 - 0,9 m.



Figur 5.9. Skisse av et lukket sandfilter (plan/snitt).



Figur 5.10. Utsnitt av et åpent sandfilter.



Figur 5.11. Skisse av en sandfiltergrøft.

Magasineringsvolumet kan dimensjoneres i overrensstemmelse med kriterier som er beskrevet for vått overvannsbasseng (kap. 5.2) eller infiltrasjonsbasseng (kap. 5.4).

Et sandfilter dimensjoneres som et langsomfilter. Erfaringer fra USA viser at et anlegg som mottar overvann allerede etter 2-3 avrenningsepisoder vil ha akkumulert suspendert stoff som reduserer filterets permeabilitet (City of Austin, 1988). En permeabilitet på ca 5 - 35 mm/t og med en vanlig verdi på ca 25 mm/t, anses for realistisk i praksis. Såfremt anlegget omfatter forsedimentering, vil permeabiliteten antas å ligge i den øvre del av intervallet.

### ***Drift og økonomi***

Sandfiltre er driftsmessig krevende. Det anbefales at det minst hvert kvartal og etter større avrenningsepisoder foretas ettersyn. Sediment skal fjernes fra et eventuelt sedimentasjonskammer. Når det har bygd seg opp et 1-2 cm sedimentlag på sandfilteret, bør sedimentet fjernes.

Shueler (1994) oppgir prisen på sandfiltre som er etablert i begynnelsen av 1990-årene, til i størrelsesorden ca. 10.000 - 60.000 USD pr. ha redusert nedbørfelt

### ***Erfaringer og renseeffekter***

I USA er sandfiltre til rensing av overvann særlig etablert der våte overvannsbassenger, våtmarker eller infiltrasjonsanlegg ikke anses for hensiktsmessig (City of Austin, 1998). Årsaken til dette er særlig klimatiske omstendigheter eller spesielle jordbunnsforhold.

Åpen sandfiltrering av overvann fra veg har vært utprøvd i Danmark med godt resultat (Århus amt, 1992).

Det er ikke kjennskap til konkrete anlegg der kunstige sandfiltergrøfter er etablert. Ved sterk nedbør vil avrenningsintensiteten lett overskride infiltrasjonsevnen i grøfta og overflateavrenning oppstår. Enten må grøfta være planlagt med magasineringsvolum eller så må overflatevannet ledes til et annet rensesystem (vått basseng etc.). Renseeffekter for sandfiltergrøfter er ikke kjent.

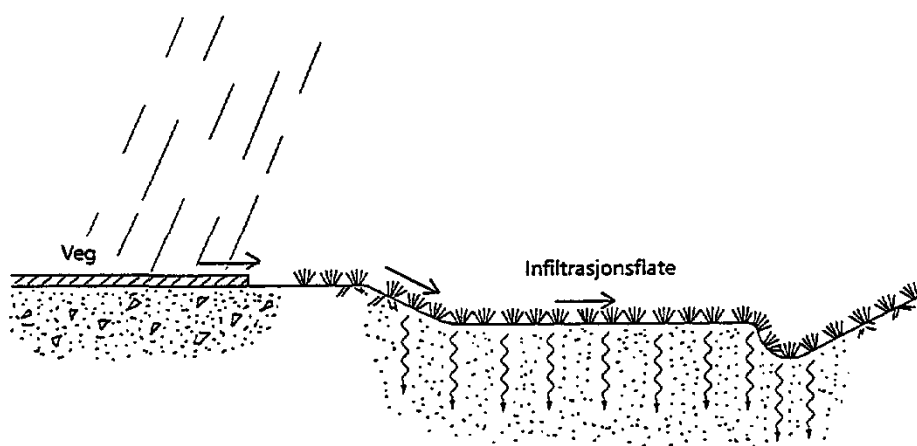
Følgende renseeffekter er oppgitt for sandfilterbasseng:

- suspendert stoff: 70 - 90 %
- total fosfor: 50 - 70 %
- total nitrogen: 30 - 40 %
- tungmetaller: 60 - 80 %

### 5.7.2 Enkel åpen infiltrasjon

Smale gras-, busk- og trebevokste områder langs en veg kan anvendes som infiltrasjonsområde (fig. 5.12). Bare delvis rensing kan forventes og eventuelt bare for episoder med liten nedbør.

Et system for åpen infiltrasjon kan utformes som et vegetativt system, dvs. en grøft eller bevokst areal med lite fall. Det kan derfor henvises til forhold omtalt i kap. 5.5.



Figur 5.12. Prinsippskisse av enkel infiltrasjon på grasdekt areal.

### 5.8. Tekniske metoder for rensing av overvann.

Det finnes en lang rekke metoder som kan anvendes for rensing av overvann. Metodene er opprinnelig utviklet til mekanisk eller mekanisk-kjemisk rensing av avløpsvann (bolig-/industriavløp). De har også vist seg egnet til rensing av fortynnet avløpsvannet f.eks. overløp fra fellessystemer. Det finnes dermed erfaringer som er relevante for rensing av overvann fra veg.

De aktuelle metodene medfører anlegg som teknisk sett er forholdsvis kompliserte. Anleggs- og driftskostnadene blir derfor høye sammenlignet med "naturbaserte" metoder som er teknisk enkle anlegg. Kostnadsnivået innebærer at de tekniske metodene ofte anses for mindre aktuelle enn de andre metodene. Flere av metodene kan utformes og dimensjoneres for en forholdsvis høy renseseffekt. Under spesielle forhold f.eks. der særlige renskrav stilles eller ved plassmessige begrensninger, vil bruk av metodene være aktuell.

Tekniske metoder er videre karakterisert ved at rensesprosessen krever kort oppholdstid i anlegget i motsetning til naturbaserte metoder som forutsetter lang oppholds- og prosessetid.

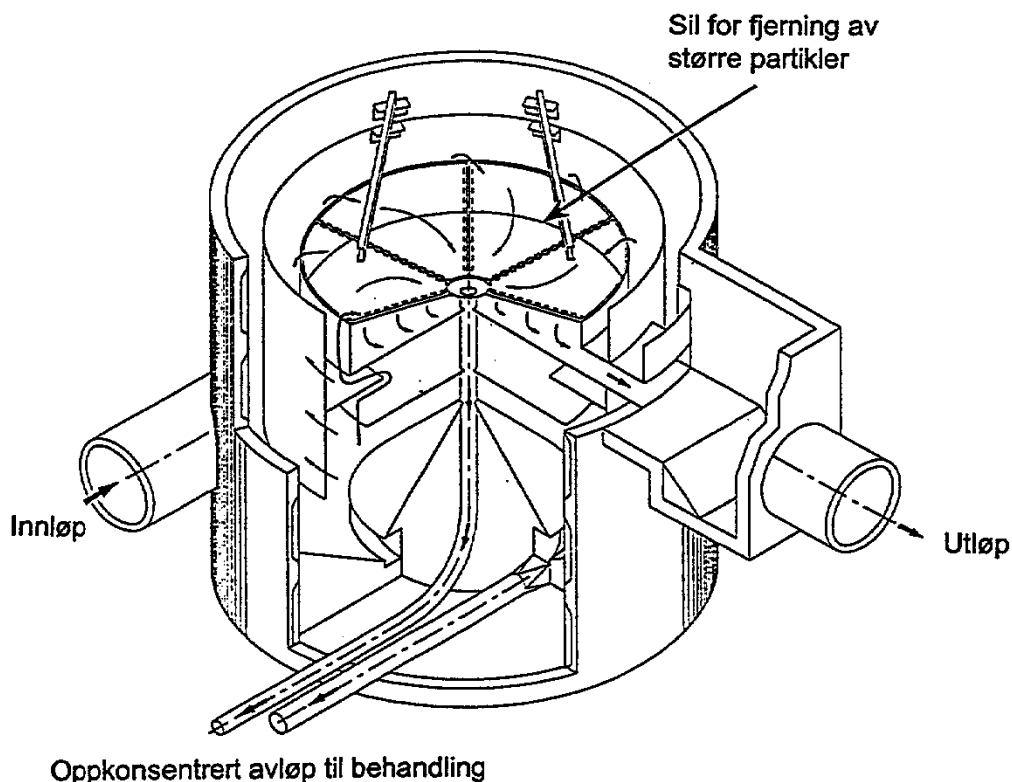
### 5.8.1 Stoffseparasjon i hvirveloverløp

#### *Prinsipp*

Prinsippet ved stoffseparasjon (partikkelseparasjon) baseres på at vannstrømmen i hvirveloverløpet settes i roterende bevegelse og oppdeles i to delstrømmer; en delstrøm med høy og en med lav partikkelkonsentrasjon (fig. 5.13). Delstrømmen med den høye konsentrasjonen av partikler må deretter gjennomgå ytterligere rensing, mens delstrømmen med lav konsentrasjon forventes å kunne slippes til resipient uten ytterligere rensing.

Hvirveloverløpet fungerer således ved oppkonsentrering av den partikulære fraksjonen av forurensningsstoffer. For overvann fra veg vil det primært være tale om rensing ved oppkonsentrering av forholdsvis lett sedimenterbart materiale. Metoden er således ikke brukbar uten kombinasjon med annen form for rensetiltak. Hvirveloverløpet kan betraktes som en form for forrenseenhet.

Det finnes to hovedtyper av hvirveloverløp, en type med såkalt åpen hvirvel og en type med lukket hvirvel. Den prinsipielle forskjellen er at overløpsvannet i den åpne hvirvelen løper ut over en kant, mens vannet i den lukkede hvirvel løper inn mot midten. Videre finnes det en type med utløp parallelt med rotasjonsaksen.



Figur 5.14. Eksempel på hvirveloverløp, den såkalte "Hydro Storm King" (Smith and Andoh, 1997)

### *Utforming og dimensjoneringsprinsipper*

Grunnleggende hydrauliske prinsipper er utgangspunktet for dimensjonering av hvirveloverløp. Slike prinsipper kan utledes i forholdsvis enkle dimensjoneringsregler (Sullivan et al., 1982; Lygren and Damhaug, 1986; Pisano, 1989; Pisano et al., 1990).

### *Drift og økonomi*

Benyttet på overvann fra veg, anses driften av hvirveloverløp å være forholdsvis enkel da metoden antas å være selvrensende. Det forventes imidlertid at det regelmessig må fjernes avleiret slam (sand).

Sullivan et al. (1982) oppgir følgende prisnivå for hvirveloverløp (tab.5.2):

Tabell 5.2. Anleggskostnader for hvirveloverløp angitt i USdollar pr 1980.

Kapasitet, m <sup>3</sup> /s	Diameter, m	Kostnader, USD
1,4	7,0	180.000
2,8	9,8	270.000
4,7	11,6	400.000

### *Erfaringer og renseseffekter*

Det foreligger erfaringer fra bruk av hvirveloverløp i overløp fra avløpsnett (fellessystem), men det har ikke vært tilgjengelig opplysninger om metodens anvendbarhet på overvann generelt. Renseeffekten avhenger sterkt av vannføringsforholdet mellom de to delstrømmene (NTNF,1986). Måleresultater fra en rekke undersøkelser viser at følgende effektiviteter kan oppnås (USEPA, 1979; Coppes, 1985):

Sand og grusmateriale: 90-100 % ved størrelse >0,3 mm  
75 % ved 0,2-0,3 mm  
40 % ved 0,1-0,2 mm

Partikulært organisk stoff: 80-100 % ved >1,0 mm  
30 % ved 0,5-1,0 mm  
20 % ved 0,3-0,5 mm

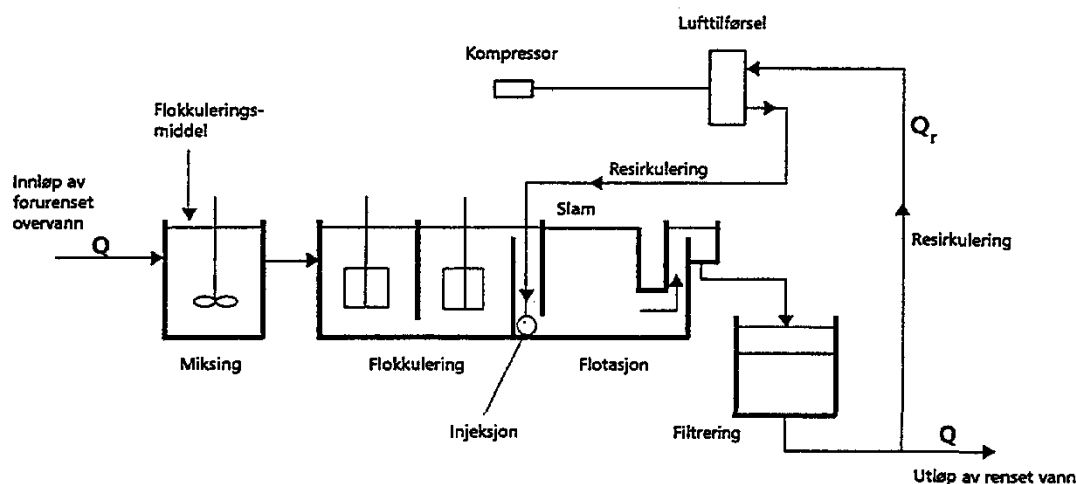
Det er altså primært grove partikler (sand) som renses i hvirveloverløpet. Rensing av forurensningsstoffer bundet til partikler må antas å være forholdsvis lav sammenlignet med naturnaserte metoder der også finkornet og kolloid materiale vil kunne fjernes.

## **5.8.2 Flotasjon**

### *Prinsipp*

Ved flotasjonsprosessen frasepareres sedimenterbart stoff fra vannfasen. En vannstrøm ledes etter overmetning med luft, til et basseng (flotasjonsbassenget) (fig. 5.14). I

flotasjonsbassenget frigjøres små luftbobler som partiklene i vannfasen hefter seg på. Derved reduseres disse partiklenes tyngde og de vil deretter kunne stige til overflaten og fjernes med en skrape. Partikler som ikke er heftet til luftbobler, kan ha tilstrekkelig tyngde til å bli fjernet ved sedimentasjon. Flotasjonsprosessen vil kunne forbedres ved bruk av fellings- og flokkuleringsmidler.



Figur 5.15. Prinsippskisse av et flotasjonsanlegg (Edzwald et al., 1990).

### **Utforming og dimensjoneringsprinsipper**

Dimensjonsgivende parametre for flotasjon er oppgitt i Lager et al. (1997) og oppsummert i Miljøstyrelsen (1992).

### **Driftsforhold**

Et flotasjonsanlegg er et teknisk sett komplisert anlegg og det forutsetter regelmessig tilsyn for å virke optimalt. Anlegget vil derfor ha en tilsvarende meget begrenset anvendelse for rensing av overvann fra veg.

### **Erfaringer og renseeffekter**

Flotasjonsanlegg er mye benyttet i industriproduksjon til oppkonsentrering av industrielle produkter og til rensing. Det foreligger imidlertid begrenset med kunnskap om metodens anvendelse for overvann. Det er dog etablert enkelte anlegg som behandler overløpsvann fra fellessystemer (boligavløp og overvann).

For fortynnet avløpsvann oppgir Lager and Smith (1974) samt Lager et al. (1977) følgende renseeffekter uten bruk av kjemikalier:

- suspendert stoff: 40-60 %
- total fosfor: 15-20 %
- total nitrogen: 15-20 %



Med kjemikalietilsetning vil renseseffekten for både suspendert stoff og totalfosfor øke til 60-80 %.

### 5.8.3 Siling

#### *Prinsipp*

Ved siling fjernes suspendert stoff ved at vannstrømmen passerer en rist, en plate med huller, et nett eller en duk (fig. 5.15). Klassifiseringen av siler skjer i form av rist, grovsiler, finsiler og mikrosiler etter størrelsen på åpningen i silen.

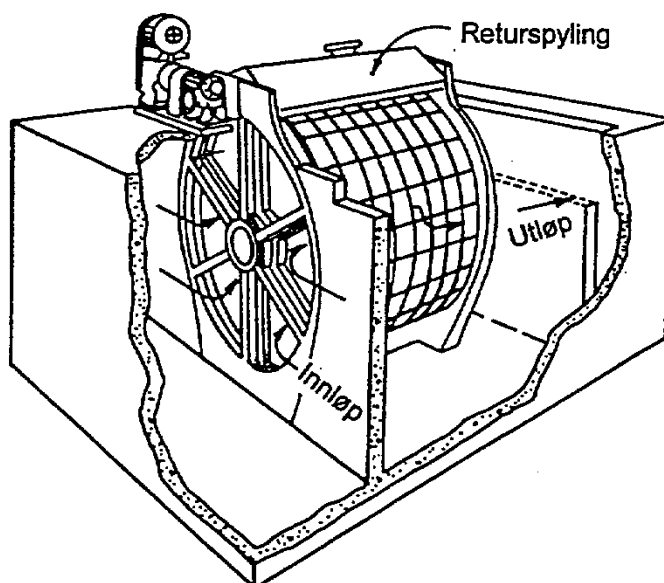
#### *Prinsipper for utforming og dimensjonering*

Det vil primært være følgende to siltyper som har interesse i forbindelse med rensing av overvann:

- finsil: maskevidde 0,1-5 mm
- mikrosil: maskevidde 15-100  $\mu\text{m}$

Finsilen benyttes primært ved forbehandling, mens mikrosilen i høyere grad vil rens finpartikler og forurensningsstoffer bundet til disse.

En mikrosil består vanligvis av en trommel som roterer med langsom fart om en horisontal akse. Vannet som skal renses tilføres tromlens indre og passerer herfra ut gjennom filterduken. Det partikulære stoffet som holdes tilbake på innsiden av duken, vil bli løftet opp under trommelens bevegelse og derfra vaskes ned av vannstråler.



Figur 5.16. Prinsippoppbygging av en mikrosil (Lager and Smith, 1974).

Fluksen gjennom filterduken er en primær dimensjonsgivende størrelse. For en maskevidde på ca. 30  $\mu\text{m}$  er overflatefluksen for den neddykkede dukdelen i størrelsesorden:

- lavrateprosess: 4-7  $\text{l/m}^2\text{xs}$
- høyrateprosess: 15-35  $\text{l/m}^2\text{xs}$

Ytterligere detaljer vedrørende dimensjonering er gitt i Lager and Smith (1974) samt Miljøstyrelsen (1992).

### *Drift og økonomi*

Selv om mikrosilen må anses for teknologisk forholdsvis krevende driftsmessig, har den vist seg å være stabile i forbindelse med rensing av fortennet avløpsvann. De anses derfor å være brukbare for rensing av overvann fra veg.

Lager and Smith (1974) oppgir at det er store variasjoner i anleggskostnadene for mikrosiler som primært er styrt av valgt overflatefluks. Regnes det med en fluks på 20  $\text{l/m}^2\text{xs}$  oppgis kostnaden til ca. 250 USD pr l/s.

### *Erfaringer og renseseffekter*

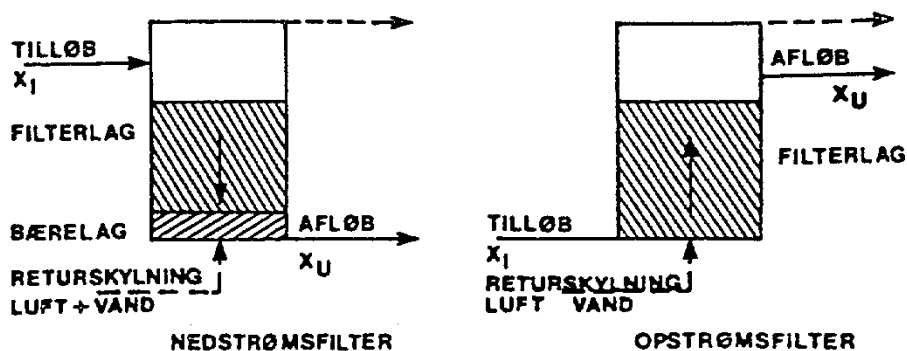
Det er kun beskjedne erfaringer med anvendelse av mikrosil til rensing av overvann. En enkelt kommune i Danmark kjører et anlegg med et forholdsvis godt resultat.

Mikrosiler vil vanligvis kunne fjerne ca. 70 % av suspendert materiale, men dette er sterkt avhengig av partikkelstørrelsesfordelingen.

## 5.8.4 Hurtigfiltrering

### *Prinsipp*

Et hurtigfilter kan utformes enten som nedstrøms- eller oppstrømsfilter (fig. 5.16). Et nedstrømsfilter har nederst et bærelag i form av eksempelvis sand under det egentlige filteret som kan være antracit etc.. Oppstrømsfilter består derimot kun av et filterlag. Begge filtre skal returskylles etter en viss driftstid. Filteret kan beskrives som en teknisk avansert utgave av et sandfilter (jfr. kap. 5.7.1).



Figur 5.16. Prinsippkisse av nedstrøms- og oppstrømsfilter (Henze, 1980).

### ***Prinsipper for utforming og dimensjonering***

Hydraulisk overflatebelastning av et filter er en sentral dimensjonsgivende størrelse. For overvann fra veg med lavt innhold av organisk stoff, vil den hydrauliske overflatebelastningen kunne nærme seg  $75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ t}$ . Ytterligere detaljer om dimensjonering er gitt i Henze (1980) og Miljøstyrelsen (1992).

### ***Drift og økonomi***

Anlegg for hurtigfiltrering trenger hyppig tilsyn.

Innerfeld et al. (1979) beregnet i 1997-dollar at anleggskonstnadene ved hurtigfiltrering vil utgjøre ca. 15 USD pr.  $\text{m}^3$  pr døgn forutsatt at anlegget er meget stort. Ved rensing av overvann må det forventes at kapasiteten på et anlegg ikke dimensjoneres tilsvarende avrenningen ved større intensiteter. Det vil derfor være behov for magasinering av vannet før rensing.

### ***Erfaringer og renseeffekter***

Hurtigfiltrering er utbredt i industriell produksjon til fjerning av partikulært materiale. Det er liten praktisk kunnskap om metodens anvendelse for rensing av overvann.

Ved forsøk er det oppnådd forholdsvis høye verdier for rensing av suspendert stoff tilsvarende 70-90 % ved en hydraulisk overflatebelastning på  $35\text{-}75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ t}$ .

## **5.8.5 Spesielle metoder**

### ***Generelt***

Anlegg for rensing av overvann som også kan tenkes benyttet på vegsiden, markedsføres av mange firmaer. Ofte er slike anlegg utviklet med bakgrunn i typer som har vært brukt ved rensing av avløpsvann fra husholdninger og industri eller rensing av drikkevann. Ofte kombineres fysiske og fysisk-kjemiske prosesser.

Metodene er i forhold til de naturbaserte metodene anleggsmessig komplekse og driftsmessig krevende, men de kan være aktuelle ut fra plassmessige hensyn og hensynet til renseeffekt.

I det etterfølgende blir kun en metode omtalt.

### ***Actiflo-metoden***

Overvannet behandles med koagulant (jernsalt) og polymer. I en etterfølgende utfellings- og flokkuleringsprosess fjernes forurensningsstoffer ved flokkdannelsen som foregår på tilsatte partikler av mikrosand. Separasjon av de dannede flokkene foregår i en lamellseparator og i en hydrosyklon avskilles slammet fra mikrosanda som deretter føres tilbake til prosessen (Plum et al., 1997).

I tillegg til relativ høy rensing av partikler og partikkelbundne forurensninger, er det rapportert om rensing av oppløst fosfor (ortofosfat), mens renseseffekten for nitrogen er lav.

## 5.9 Rensemetoder for forbehandling

For en lang rekke rensenanlegg vil det være uønsket at disse belastes med store mengder grovt sedimenterbart stoff. En forbehandling av overvannet bør utføres i slike tilfelle.

### 5.9.1 Olje- og sandutskiller

#### *Prinsipp*

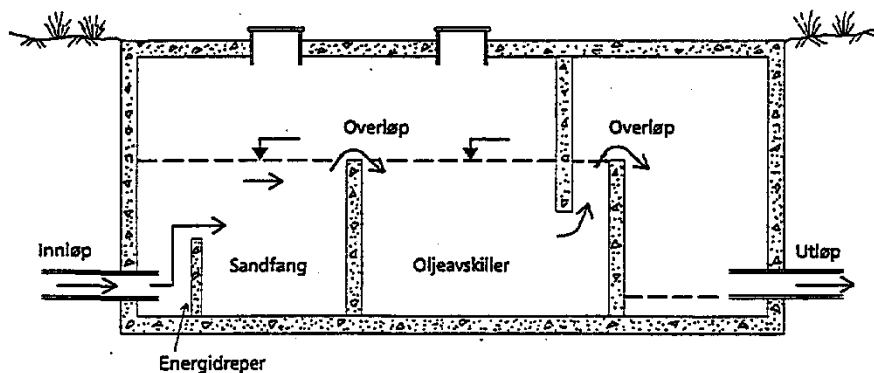
Vanligvis utformes en olje- og sandutskiller for fjerning av grovt materiale samt flytestoff som for eksempel olje (fig.5.17). Utskilleren har liten evne til å fjerne forurensningsstoffer, men kan tenkes benyttet som innløpsarrangement for annen type rensing.

Utskilleren har normalt forholdsvis liten kapasitet og akkumulert stoff må fjernes hyppig.

#### *Utforming og dimensjonering*

Olje- og sandutskillere egner seg primært til små arealer. FHWA (1996) oppgir arealer på under ca. 0,4 ha. Som sådan er metoden anvendelig for eksempel parkeringsplasser, bensinstasjoner og avløp fra tunneler (vask).

Figur 5.18 viser skissemessig en utskiller oppbygd av 3 seksjoner: sandfang (sedimentasjonskammer), oljeutskiller og utløpsarrangement. Dimensjonering av anlegg følger forholdsvis enkle prinsipper (Shueler, 1987). Eksempelvis dimensjoneres et sedimentasjonsvolum på 25-30 m<sup>3</sup>/ha og en vanddybde på minst 1,2 m.



Figur 5.17. Prinsippskisse av en olje- og sandavskiller.

## *Erfaringer og renseseffekt*

Ved større avrenningsepisoder vil det være risiko for resuspensjon (oppvirvling) av sediment og utslipp av olje. Utskilleen krever derfor regelmessig tilsyn og opprensning hvis akseptabel funksjon og rensing skal oppnås. Det kan kun forventes moderate renseseffekter avhengig av blant annet innløpskonsentrasjonen. I følge Shueler (1987) er oppholdstiden vanligvis mindre enn 1 time og renseseffekten for suspendert stoff og olje vil ikke kunne forventes høyere enn 20-50%.

I følge Shueler (1987) er prisen for en standard 3-kammeret utskiller på mellom 5000 og 15.000 USD.

## 5.9.2 Sandfang

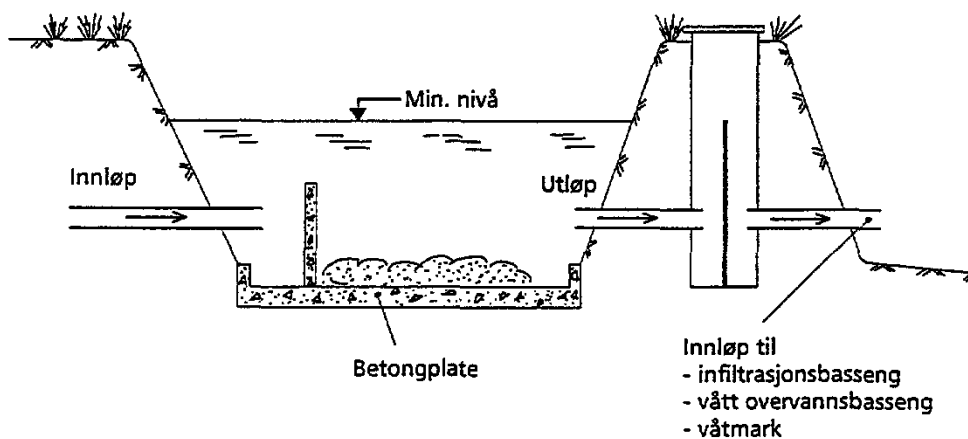
### *Prinsipp*

Et sandfang er et enkelt (åpent/lukket) sedimentasjonsbasseng som primært fjerner grovt materiale (sand) (fig. 5.18). Sandfanget etableres som forrensing og primært for ikke å overbelaste etterfølgende rensetrinn f.eks. vått overvannsbasseng eller infiltrasjonsbasseng.

### *Dimensjonering og drift*

Bassenget kan dimensjoneres som en gjennomstrømningsbeholder med kort hydraulisk oppholdstid. Som eksempel kan det være ønskelig å fjerne uorganiske partikler (sand) med en kornstørrelse på  $>0,1$  mm. Baseres dimensjoneringen på en sedimentasjonshastighet på 5-6 mm/s, en avrenningsintensitet på 105 l/sxha og en gjentakelsesperiode på 3 mndr., tilsvarer dette en hydraulisk overflatebelastning på 20 m<sup>2</sup> pr ha.

Sandfanget bør tømmes regelmessig for slam, ca 1-2 ganger årlig avhengig av aktuell belastning.



Figur 5.18. Prinsippkisse av et åpent sandfang (fordsedimenterings-/slambasseng)

### 5.9.3 Permeabelt vegdekke

Tidligere vurderinger har konkludert med at permeabelt vegdekke ikke er noen aktuell løsning for norske forhold. Metoden medfører i første rekke problemer i vinterperioden. Dessuten er permeabel asfalt utsatt for gjentetting og er av den grunn uaktuell på høytrafikkerte veger. Metoden beskrives derfor ikke nærmere i denne rapporten.

### 5.9.4 Kummer og tanker

En lang rekke kummer og tanker er utformet for å holde tilbake grovt partikulært materiale (sand). Renseeffekten for forurensningsstoffer (tungmetaller etc.) bundet til det finpartikulære materialet, vil være svært liten. Ofte markedsføres disse systemene i prefabrikkert utgave (f.eks. sandfangskum i Norge). Anlegg av denne type krever regelmessig tilsyn og opprensning.

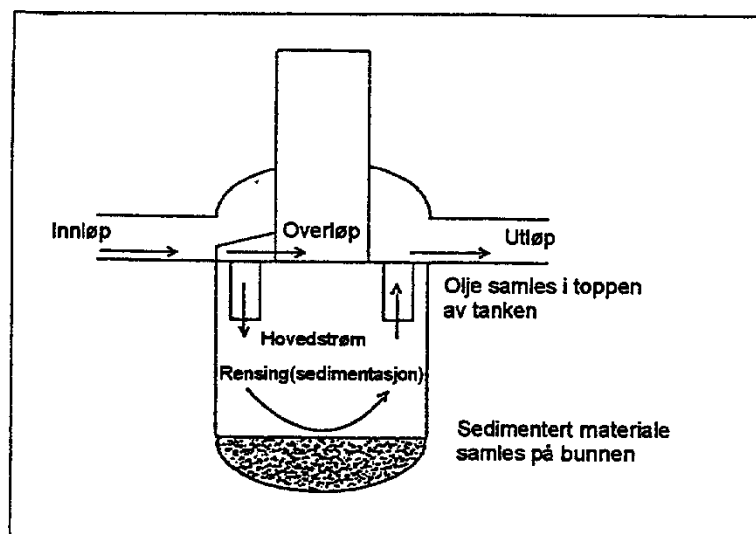
Kun et par eksempler nevnes i denne omgang:

#### a) Sandfangskum "gully pot"

Foruten rensing av lett sedimenterbart og vanskelig eroderbart materiale i bunnen av en enkel utformet brønn, skjer der rensing av grovt materiale i en skållignende rist.

#### b) Sedimentasjonstank (type "Stormceptor")

Typen er en sedimentasjonstank med tilløp og utløp i loddrett retning gjennom et vinkelformet rør. Tanken har en utforming som minner om en slamavskiller (fig. 5.9).



Figur 5.19. Prinsippskisse av en sedimentasjonstank, type "Stormceptor" (Stormwater Corporation, Inc., 1995).

## 5.10 Oppsummering

De beskrevne metodene for rensing av overvann fra veg gir mulighet for valg mellom naturbaserte og mer tekniske løsninger. Samtlige anlegg anses for relevante men generelt ikke i samme grad. Det vil være ressursmessige forhold, lokale muligheter, tradisjon og kravet til rensingens omfang som vil bestemme det endelige valget.

Det er primært behandlet metoder som ikke forutsetter en "tung" driftsmessig innsats som for eksempel i form av kjemikalietilsetning eller anvendelse av styring, regulering og overvåkning. Generelt er enkel drift og stabil funksjon under varierende ytre omstendigheter viktig for desentralisert plasserte anlegg. Det er erkjent at forurensninger i overvann fra veg er et problem som kan løses med enkle, effektive og driftssikre metoder.

Spesielt to metoder skal fremheves som både driftssikre og stabile rensesmessig:

*- Vått overvannsbasseng:*

Metoden er primært basert på tilbakeholdelse ved sedimentasjon, men binding (adsorpsjon) og planteopptak bidrar også til rensing av stoffer som ikke eller vanskelig lar seg fjerne ved sedimentasjon. Prosessene understøttes av at det dimensjoneringsmessig er tatt hensyn til nødvendig oppholdstid.

*- Infiltrasjonsmetoder*

Metodene bygger på det forhold at mange stoffer som forekommer i overvann fra veg, kan fjernes ved frafiltrering og binding i jord. Forutsetningen er at infiltrasjonshastigheten og jordmediets bindingsevne er tilpasset hverandre.

De to nevnte metodene gir reelle muligheter for å nytte både overflatevann og grunnvann som resipienter for rensset overvann.

## 6. RENSING AV OVERVANN FRA VEG UNDER NORSKE FORHOLD

### 6.1 Innledning

De internasjonale erfaringer med rensing av overvann fra veg, utgjør et interessant og viktig faglig grunnlag for utforming av tilsvarende effektive rensesystemer under norske forhold. En optimal anleggsfunksjon forutsetter at valg av renseløsning og anleggenes utforming er tilpasset de lokale forhold slik at de prosessmessige forutsetninger for rensing er tilfredsstillt. Under norske forhold vil særlig det kalde klimaet avvike fra situasjonen i de landene som har mest erfaring med overvannsrensing. Ved overføring av internasjonale erfaringer må det derfor tas nødvendig hensyn til de spesielle norske faktorene som kan påvirke anleggsfunksjonen.

I dette kapitlet foretas en gjennomgang av faktorer som under norske forhold kan påvirke anvendelsen av de omtalte rensemetoder. De ulike rensemetodenes generelle egnethet samt aktuelle konkrete tilpasninger med hensyn til dimensjonering og utforming under norske forhold, er vurdert. Vegtekniske spørsmål som kan ha betydning for utnyttelsen av metodene, er ikke vurdert.

## 6.2 Faktorer som påvirker metodenes egnethet og anvendelse

### 6.2.1 Innledning

Avrenning, temperaturforhold (vinterklima), trafikk tetthet, geologiske forhold, topografi og overvannssystemets utforming, er aktuelle faktorer som vil påvirke utformingen av rensanlegg under norske forhold. De naturgitte og trafikkmessige forhold varierer betydelig innenfor landets grenser og det kan derfor ikke gis anbefalinger som gjelder generelt. Som grunnlag for lokale tilpasninger, er det i det etterfølgende forsøkt pekt på hvordan ulike faktorer påvirker anleggenes funksjon. Det må imidlertid erkjennes at kunnskapsstatusen for kaldt klima er liten på dette feltet. Vurderingene er i stor grad basert på generell kunnskap om de krav som må stilles til anleggenes funksjon under slike forhold.

I Norge er rensing av overvann fra veg aktualisert i tilknytning til flere større hovedvegprosjekter på Østlandet på 1990-tallet (Vestfold, Oslo, Akershus). Totalt er ca. 16 anlegg under planlegging og bygging. Det foreligger pr. i dag ikke driftserfaringer for anleggene.

Den mest omfattende etablering av anlegg pr. i dag skjer i forbindelse med pågående utbygging av ny E18 i nordre Vestfold. Langs den 35 km lange motorvegstrækningen, etableres i alt ca. 10 rensesystemer. Anleggene bygges som våte overvannsbassenger.

I Akershus planlegges det pr. i dag ca. 5 anlegg der flere ulike rensemetoder er representert; vått overvannsbasseng, kunstig våtmark/våtmarksfilter, infiltrasjon og lukket sandfilter. Et av anleggene benyttes også til rensing av tunnelavløp (vaskevann) i tillegg til overvann fra veganleggets dagsone. Infiltrasjonsanleggene (på Gardermoen, Rv174) har vært i drift i 1 års tid.

I Oslo er et overvannsbasseng under etablering i tilknytning til utbygging av nytt kryss på Skullerud (E6 Skullerudkrysset). Foruten rensing av overvann vil bassenget inngå som et viktig landskapselement i tilknytning til vassdrag og kryssende turveger.

Utvalgte norske anlegg er nærmere presentert i den etterfølgende omtale av de ulike rensemetoder.

### 6.2.2 Avrenning

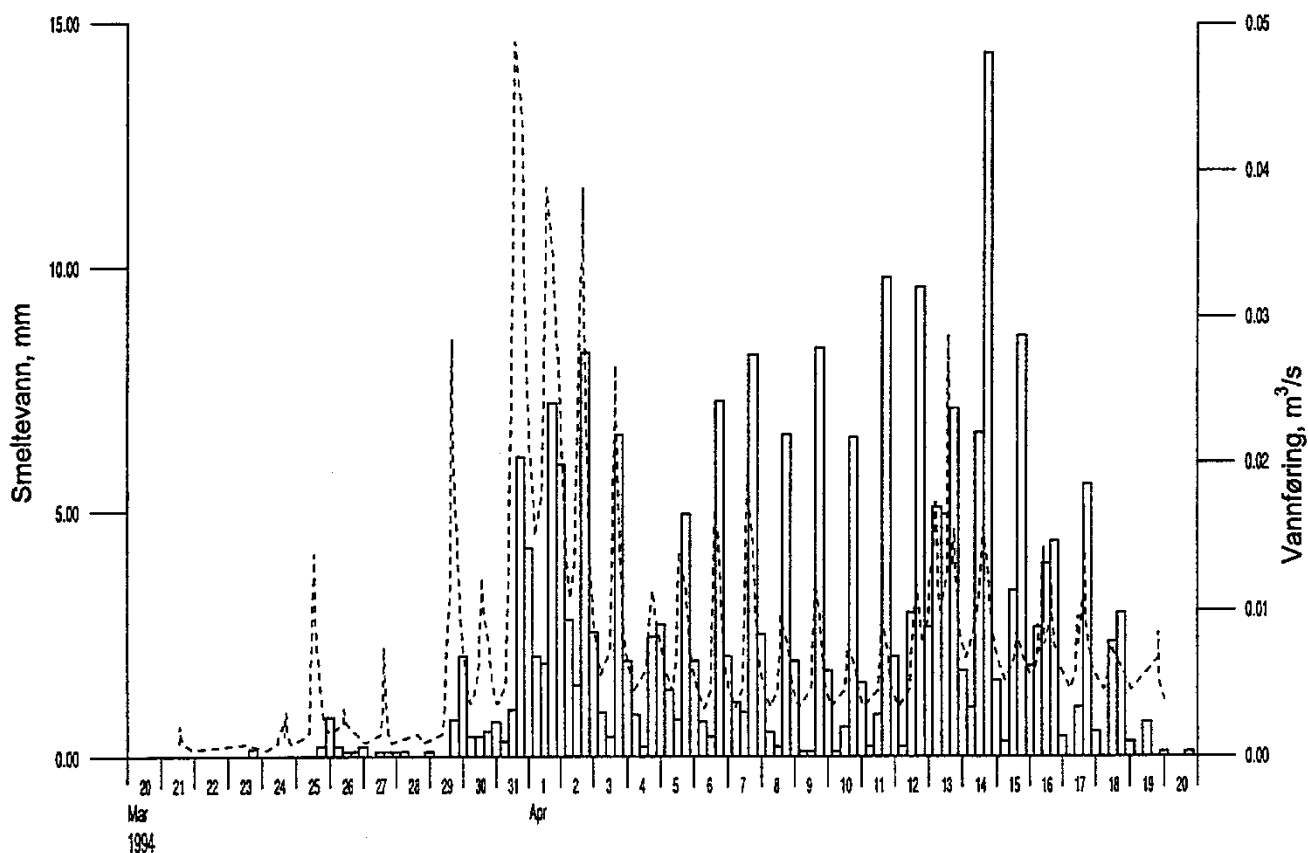
Avrenningsforholdene er bestemmende for både valg av rensesystem og for dimensjonering av anlegg. Overvannsavrenningen er blant annet karakterisert ved store vannmengder på kort tid. Dette setter krav til tilsvarende høy rense- og magasineringskapasitet ved anleggene.



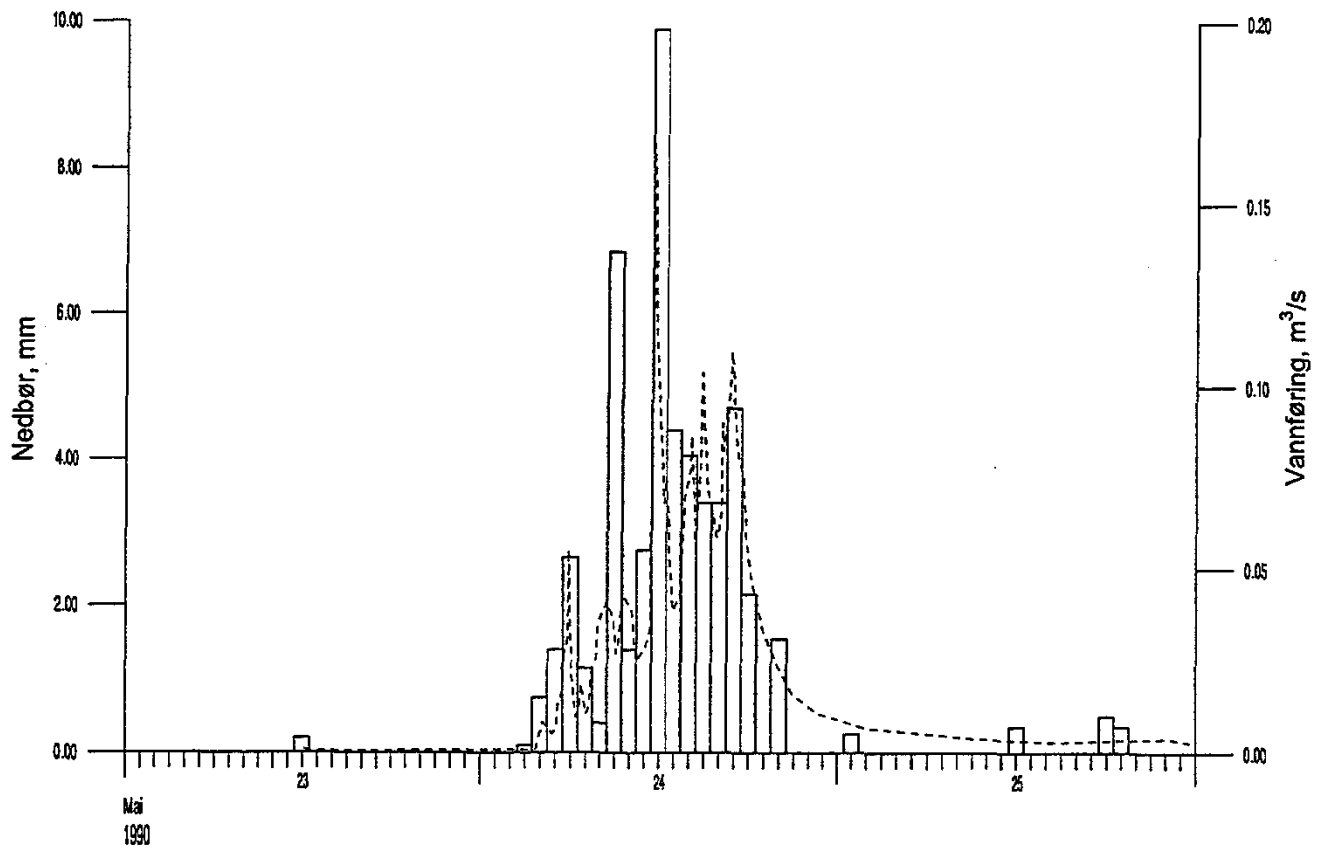
Klimaet i Norge er særpreget ved at nedbøren på vinteren faller som snø dvs.lange perioder uten avrenning og at tørrværsperiodene etterfølges av snøsmelting (evt. i kombinasjon med regn). Under norske forhold må avrenningsforholdene på vinteren vurderes spesielt med hensyn til dimensjonering og utforming av anleggene.

Mens sommerregn er karakterisert ved høy intensitet over kort tid, er snøsmeltingen kjennetegnet ved lavere intensitet og lang varighet. Generelt gir snøsmelteepisoder større vannmengder enn regneepisoder. Snøsmelting og regn har således ulik innflytelse på dimensjoneringen av rensesystemet i forhold til den gjennomsnittlige renseseffekt som ønskes oppnådd.

Eksempler på episoder med snøsmelting og regn er vist i figurene 6.1 og 6.2 (Urbanstasjon Risvollan, NVE/Markhus, 1997). I figur 6.1 varer snøsmeltingen i 19 døgn. Dette setter store krav til renskapasiteten i et rensanlegg. Regneepisoden setter i større grad krav til magasinerings av mye vann i løpet av kort tid. Regneepisoden med en varighet på 18 timer, gav en total nedbørmengde på 51,0 mm. Snøsmelteepisoden gav totalt 231 mm og med et gjennomsnitt på 12 mm pr. døgn. Maksimal snøsmelting pr. døgn var 23 mm.



Figur 6.1. Eksempel på snøsmelteepisode hentet fra urbanstasjon Risvollan (stiplet kurve = vannføring) (NVE/Markhus, 1997).



Figur 6.2. Eksempel på regneepisode hentet fra urbanstasjon Risvollan (stiplet kurve = vannføring) (NVE/Markhus, 1997).

Dimensjoneringen av anlegg bør i størst mulig grad baseres på lokale kortidsmålinger av regn og snøsmelting. Kortidsmålinger er tilgjengelig fra henholdsvis DNMI og NVE. En oversikt over stasjonsnett med beskrivelse av dataenes tilgjengelighet, format etc. finnes i vedlegg 1. Langvarige avrenningsmålinger for veganlegg finnes ikke. En målestasjon på ny E18 i Vestfold ble satt i drift i 1995 (Åstebøl, Bækken og Blom, 1996).

### 6.2.3 Forurensningskonsentrasjoner og -transport

Forurensningstransporten med overvannet representerer den grunnleggende informasjon for vurdering av resipienteffekter, behovet for reduksjon i utslippet, forventet renseeffekt for ulike metoder og dimensjonering og utforming av anleggene.

I Norge er dokumentasjonen om forurensningskonsentrasjoner i overvann mangelfull. Det finnes ingen undersøkelser som gir fullgode konsentrasjons- og stofftransportdata relatert til trafikkmengde, avrenningsepisoder, årstider etc. Forurensningstransporten i forbindelse med snøsmelting er i enda mindre grad dokumentert. Internasjonalt er det også lite dokumentasjon om vinteravrenning, mens forurensningstransporten under regn er godt dokumentert i mange land (kfr. kap. 2.4).

I tabell 6.1 er resultater fra noen norske undersøkelser sammenstilt. Dataene gir ikke noe fullgodt representativt bilde av forurensningsinnholdet i overvann fra veg, men gir eksempler på forurensningsnivåer. Med unntak av suspendert stoff ligger konsentrasjonene nogenlunde i

samme størrelsesorden som for utenlandske undersøkelser (kfr. tab. 2.2, høyt nivå). Innholdet av suspendert stoff ligger en del over de utenlandske verdiene. Dette kan ha sammenheng med piggdekkbruken i Norge og erosjon fra jord/grasdekte arealer. For E18 Gutu (motorveg) ble målingene utført rett før vegen ble åpnet for trafikk dvs. at partikkelavrenningen (suspendert tørrstoff) utelukkende er forårsaket av erosjon i grøftene og sideterrenget innenfor veganlegget. Målingene fra E18 Gutu viste at konsentrasjonen av suspendert stoff kan være høy fra nye veganlegg. Vask av tunnell gav også høye konsentrasjoner av suspendert stoff. Salting av veger på vinteren medførte klar saltpåvirkning i overvannet.

Høyt innhold av suspendert stoff medvirker i seg selv til at en høy andel av forurensningsstoffene vil være partikulært bundet (jfr. tab. 3.1).

Tabell 6.1. Konsentrasjoner av utvalgte forurensningsstoffer (middelverdier) i overvann, tunnelavløp (v/vask) og snø fra ulike norske undersøkelser. For E18 Padderudvannet er variasjonsområdet for enkeltprøver oppgitt.

Stoff	Enhet	<sup>1)</sup> E6 Jessheim	<sup>2)</sup> E18 Padderud- vannet	<sup>3)</sup> E6 Korse- gården	<sup>4)</sup> E18 Gutu	<sup>5)</sup> E6 Nordby- tunnelen	<sup>6)</sup> Foruren- set snø i Oslo
Suspendert tørrstoff	mg/l	571	213-3462	175	828	823	8300
Natrium	“	-	74-150	-	-	279	1093
Klorid	“	303	84-3800	-	-	310	1546
Fosfor	“	-	-	-	-	8,4	2,9
Kobber	ug/l	90	22-280	-	-	100	196
Bly	“	182	35-1580	-	-	32	293
Sink	“	238	90-980	-	-	730	719
Kadmium	“	8.8	0,75-5,6	-	-	0,54	3,7

<sup>1)</sup> Lygren og Gjessing 1984, <sup>2)</sup> Bækken og Jørgensen 1994

<sup>3)</sup> Åstebøl 1996, <sup>4)</sup> Åstebøl, Bækken og Blom 1996, <sup>5)</sup> Åstebøl og Bækken, 1997

<sup>6)</sup> Bækken 1994 (gjennomsnitt for 3 hovedveger)

Det er ikke faglig grunnlag for å foreta ulik vektlegging av avrenningsepisoder og årstider i forhold til forurensningstransport og dimensjonering av anlegg. Utenlandske undersøkelser har vist at det første avrenningsvannet fra asfalterte flater er mest forurenset (kfr. kap.2). Det er imidlertid ikke grunnlag for å fastslå at stofftransporten i forbindelse med snøsmelting skjer etter samme mønster som ved avrenning fra asfalt. Det er heller ikke dokumentert hvordan avrenning via vegggrøfter påvirker konsentrasjonsfordelingen i løpet av en avrenningsepisode og for ulike årstider.

Forurensningsstoffene i snø er i prinsippet de samme som finnes i overvann (Viklander, 1996). Undersøkelser av snø i Oslo viste foruten partikler, salt og tungmetaller, forhøyede konsentrasjoner av næringssalter (fosfor), olje og organiske mikroforurensninger (PAH, PCB) (Bækken, 1994).

I norsk sammenheng er det et klart behov for å gjennomføre detaljerte langvarige måleserier for å fastslå konsentrasjoner av forurensningsstoffer i overvann under regn og snøsmelting.

## 6.2.4 Temperaturforhold

Vinterklimaet med lave temperaturer vil påvirke funksjonen for de aktuelle rensemetoder på ulik måte. Vintertemperaturen varierer en god del innenfor landet (fra kyststrøkene til indre strøk). Vintertemperaturens innvirkning på metodenes funksjon, utforming og dimensjonering må derfor vurderes ut fra de lokale forhold. I dette kapitlet beskrives hvordan lave vintertemperaturer i hovedtrekk påvirker de ulike anleggstypene.

For åpne våte systemer dvs. våte overvannsbassenger og våtmarker, kan lave temperaturer ha følgende virkninger:

- Isdannelse i bassenger. Dette påvirker inn- og utløpsarrangementenes funksjon, reduserer renskapasiteten (reduisert vått volum), hindrer lufting av vannet med fare for anaerobe forhold (metallutløsning fra sedimentene), setter krav til dybde for å unngå bunnfrysing.
- Ingen vegetativ vekst - renseprosesser knyttet til vannvegetasjonen fungerer ikke i vinterperioden

For åpne infiltrasjons- og sandfilteranlegg er følgende virkninger aktuelle:

- Teledannelse i filteroverflaten reduserer anleggets infiltrasjonsevne. Medfører vannoppstuvning med etterfølgende avrenning (snøsmelting) inntil teledaget tiner opp.
- Ingen vegetativ vekst. Opptak av løste forurensningsstoffer (eks. fosfor) skjer ikke i vinterperioden. Biologisk omsetning (nedbrytning) av forurensningsstoffer reduseres.

Vegetative systemer (grasdekte overflater - grøfter/grasflater):

- Teledannelse reduserer infiltrasjon og overvannets kontakt med jord- og vegetasjonsoverflaten. Sedimentasjonsbetingelsene blir dårligere.
- Vegetasjonsoverflatens filtrerende egenskaper reduseres som følge av lav eller ingen vegetativ vekst. Generelt reduserer vinterklimaet renseeffekten for slike systemer.

Ulike tilpasninger av anleggenes utforming og dimensjonering kan bidra til å begrense vinterklimaets ulemper for rensingen. Foruten tilpasninger av de enkelte rensemetoder, kan også kobling av metoder bidra til å opprettholde en tilfredsstillende renseeffekt. Aktuelle praktiske tiltak beskrives i etterfølgende kapittel 6.3.

## 6.2.5 Geologiske forhold

De geologiske forholdene har først og fremst interesse for utnyttelse av løsmasseavsetninger for naturlig infiltrasjon og rensing av overvann. Infiltrasjon som rensemetode forutsetter at løsmassene har ønsket infiltrasjonsevne og at massene gir en tilfredsstillende rensing av overvannet. I praksis er infiltrasjonsevne i finkornige sedimenter som leire (marine avsetninger) for liten. Sand-, silt- og morenejord er de mest interessante massetyper for infiltrasjon. Økende innslag av finkornige sedimenter er gunstig for renseseffekten, men reduserer samtidig infiltrasjonsevne. Lav infiltrasjonsevne kan imidlertid kompenseres med økt magasineringsvolum. En for stor andel grove masser (grus) kan gi for rask infiltrasjon og tilhørende lav renseseffekt.

I tillegg til løsmassenes infiltrasjonskapasitet og rensenessige egenskaper, må også grunnen ha tilstrekkelig hydraulisk kapasitet til å transportere vekk vannet slik at grunnvannsnivået ikke heves og kommer for nær overflaten/bassengbunnen.

Hovedparten av landets befolkning og tilhørende hovedvegnett er lokalisert i kystnære strøk dvs. områder under marin grense som i hovedsak har marine finkornige avsetninger (silt og leire). I mange områder er finsedimentene overlagret av grovere sedimenter som kan være godt egnet til infiltrasjon (strandavsetninger, israndavsetninger). Under norske forhold er det ofte store variasjoner i løsmasseavsetningenes størrelse og egnethet for infiltrasjon. Infiltrasjonsmulighetene må derfor kartlegges lokalt i hvert enkelt tilfelle.

I indre strøk (over marin grense) er infiltrasjonsmulighetene generelt bedre. I dalførene der vegene i hovedsak er lagt på elveslettene, er silt- og sandholdige løsmasser utbredt dvs. gode infiltrasjonsmasser. I områder der veger ligger på selvdrenerende grunn, vil overvannet fra veganlegget i stor grad infiltrere naturlig i grøftene.

Avsetninger med gode infiltrasjonsegenskaper kan ha potensiale for uttak av grunnvann til vannforsyning etc. Faren for at infiltrasjon av overvann kan komme i konflikt med andre brukerinteresser, må derfor avklares nøye før et infiltrasjonsanlegg etableres. Grunnvannsmagasinerne i Norge er generelt små og de er derfor tilsvarende mer sårbare for forurensning. Infiltrasjon av overvann må derfor baseres på høy renseseffekt i umettet sone slik at grunnvannet ikke belastes på en uakseptabel måte.

Dybden til grunnvannet dvs. mektigheten på umettet sone er ofte liten i Norge og kan mange steder være begrensende for muligheten for infiltrasjon. Generelt avtar renskapasiteten med avtakende mektighet på umettet sone.

I områder med selvdrenerende grunn (generelt gode infiltrasjonsmuligheter), er podsol dominerende jordsmonntype. Podsolprofilen kjennetegnes av et humussjikt i toppen og et dypere liggende utfellingssjikt bestående av jern- og aluminiumoksider. Disse sjiktene har gode egenskaper med hensyn til binding av forurensningsstoffer (tungmetaller, fosfor etc). Ved utforming av infiltrasjonsanlegg er det derfor viktig at jordsmonnets naturlige gode renskapasitet utnyttes i anlegget. Dette vil være særlig viktig i tilfeller med mindre gunstige infiltrasjonsbetingelser som eksempelvis liten umettet sone, grove løsmasser eller sårbare grunnvannsføremål. I Norge har man lang erfaring med bruk av infiltrasjon som

rensemetode for avløpsvann. Erfaringene viser at metoden gir meget gode renseeffekter under gode infiltrasjonsforhold.

De ovenfor nevnte muligheter og begrensninger, setter generelt sett store krav til dokumentasjon av en lokalitets egnethet for infiltrasjon av overvann.

## 6.2.6 Overvannssystemets utforming

Overvannssystemet langs hovedveger i og utenfor byområder utformes vanligvis ulikt. I byområder er bortledningen av overvann basert på kantoppsamling og videre transport i lukket system til resipient eventuelt med tilkobling til kommunalt system.

Utenfor byområder er det vanlig med åpne graskledde grøfter som sørger for bortledning av overvannet. Langs hovedveger er det blitt vanlig å benytte grunne grøfter kombinert med lukket overvannssystem med direkte avløp til resipient. I områder med selvdrenerende forhold vil en god del av overvannet infiltrere i grøfta. Ved intens nedbør og snøsmelting må en imidlertid regne med overflateavrenning til resipient. De graskledde grøftene vil som beskrevet i kap. 5.5.1, bidra til en viss rensing av overvannet. Således vil avrenning via grøft (og evt. sandfang) gi en forbehandling (forrensing) av overvannet før en evt. etterfølgende hovedrensing (f.eks. vått overvannsbasseng/infiltrasjon). Dette forutsetter at sandfangene vedlikeholdes regelmessig og at det ikke forekommer erosjon i grøfter og sideterreng (tett vegetasjons(gras-)dekke).

Utenfor byområder vil de topografiske forhold betinge at veganleggene har større eller mindre grad av sidearealer (skjæringer, naturområder) som har avrenning til vegens grøfter (overvannssystem). Etablering av rensesystemer for overvann må ut fra dimensjonerings- og rensesmessige forhold, baseres på at terrengvann fra arealer utenfor veganlegget dvs. overvann som ikke er forurenset av vegtrafikken, avskjæres fra vegens overvannssystem.

Langs hovedveger kan det registreres ulik praksis for avskjæring av terrengvann. I jordbruksområder kan det være ønskelig å rense overflatevann fra både veganlegg og dyrket mark. Disse arealene gir opphav til avløp med ulike egenskaper forurensnings- og stoffmessig. Det er derfor lite gunstig å føre utslippene sammen for rensing i et felles rensesystem. Avrenningen fra dyrket mark bør avskjæres fra veganlegget og renses i eget separat system.

Lukkede dreneringssystem langs veger er normalt koblet sammen med overvannssystemet. Drensvannet blandes derfor med overvannet før utslipp. Rensesmessig er dette uheldig da drensvannet normalt kan betraktes som rent (med unntak av evt. vegsalt). Det er derfor ønskelig i forbindelse med rensing av overvannet, at drensvannet separeres fra overvannet og ledes direkte til vassdrag. Forventet drensvannsmengde må imidlertid vurderes i hvert enkelt tilfelle. Alternativt kan drensvannsavløp som er koblet til overvannssystemet, ledes utenom rensenanlegget i tørrværsperioder.

## 6.3 Metodenes egnethet og prinsipper for utforming og dimensjonering under norske forhold.

### 6.3.1 Innledning

I de etterfølgende kapitler er de ulike rensemetodenes egnethet under norske forhold vurdert. Aktuelle tilpasninger med hensyn til dimensjonering og utforming av anleggene er vurdert. Det må imidlertid understrekes at det pr i dag er svært få eller ingen norske erfaringer med anlegg for overvannrensing og generelt liten internasjonal erfaring fra tilsvarende klima. Inntil slike erfaringer foreligger, må den konkrete utformingen av slike anlegg baseres på generelle internasjonale erfaringer, generell kunnskap om sentrale “norske” faktorer (spesielt vinterklima) og kunnskap om de krav som må stilles til metodenes funksjon under norske forhold.

*I beskrivelsen er det kun påpekt forhold ved anleggene som avviker fra eller som ikke er omtalt i kap.5 og 6.2. Hvis ikke annet er nevnt i teksten, bør utformingen og dimensjoneringen av rensenanlegg baseres på de prinsipper og forhold som er beskrevet i nevnte kapitler.*

### 6.3.2 Vått overvannsbasseng

#### *Generelt om funksjon og egnethet*

Metoden er meget godt dokumentert internasjonalt, men ikke i kaldt klima. I kap. 6.2 er flere faktorer som påvirker anleggenes funksjon og renskapasitet som følge av vinterklimaet, beskrevet. Vinterklimaets “uheldige” virkninger kan til en viss grad kompenseres gjennom lokalt tilpasset dimensjonering og teknisk utforming av anleggene. Med de aktuelle tilpasninger, bør metoden være generelt godt egnet for norske forhold. Isdannelse om vinteren kan gi oksygenmangel i vannet med fare for stofflekkasje fra sedimentene (fosfor, tungmetaller) (Petterson, 1996).

#### *Utforming og dimensjonering*

Dimensjonering av anlegg bør baseres på lokale klimadata. Vedlegg 1 gir en oversikt over tilgjengelige nedbør- og snøsmeltesdata som vil tilfredsstillende de dimensjoneringsmetoder som er beskrevet i kap. 5.2.3. I prinsippet bør snøsmelteavrenning kunne behandles på samme måte som regn. Snøsmelteavrenningens egenskaper og karakteristikk kan gjøre det vanskelig å tilfredsstillende dimensjoneringskriteriene fullt ut for vinterperioden. Dette forholdet må vurderes med utgangspunkt i ønsket gjennomsnittlig renseseffekt.

Ved utforming av anleggene bør følgende praktiske forhold vektlegges:

- Frostfrie inn- og utløp (dykket løsning)
- Muligheter for å regulere vanddybde
- Vanddybden tilpasses forventet istykkelse innenfor de anbefalte maks. dybder. Alternativt basere driften på varierende dybder sommer og vinter.
- Bruke lokale arter ved etablering av vegetasjon i bassenget.

- Lufting av vannet før utslipp til resipient (lufting av anaerobt vann etter vinterperioden)
- Bassengenes inn- og utløp utformes med mulighet for innstallering av vannførings- og prøvetakingsutstyr

### *Eksempel*

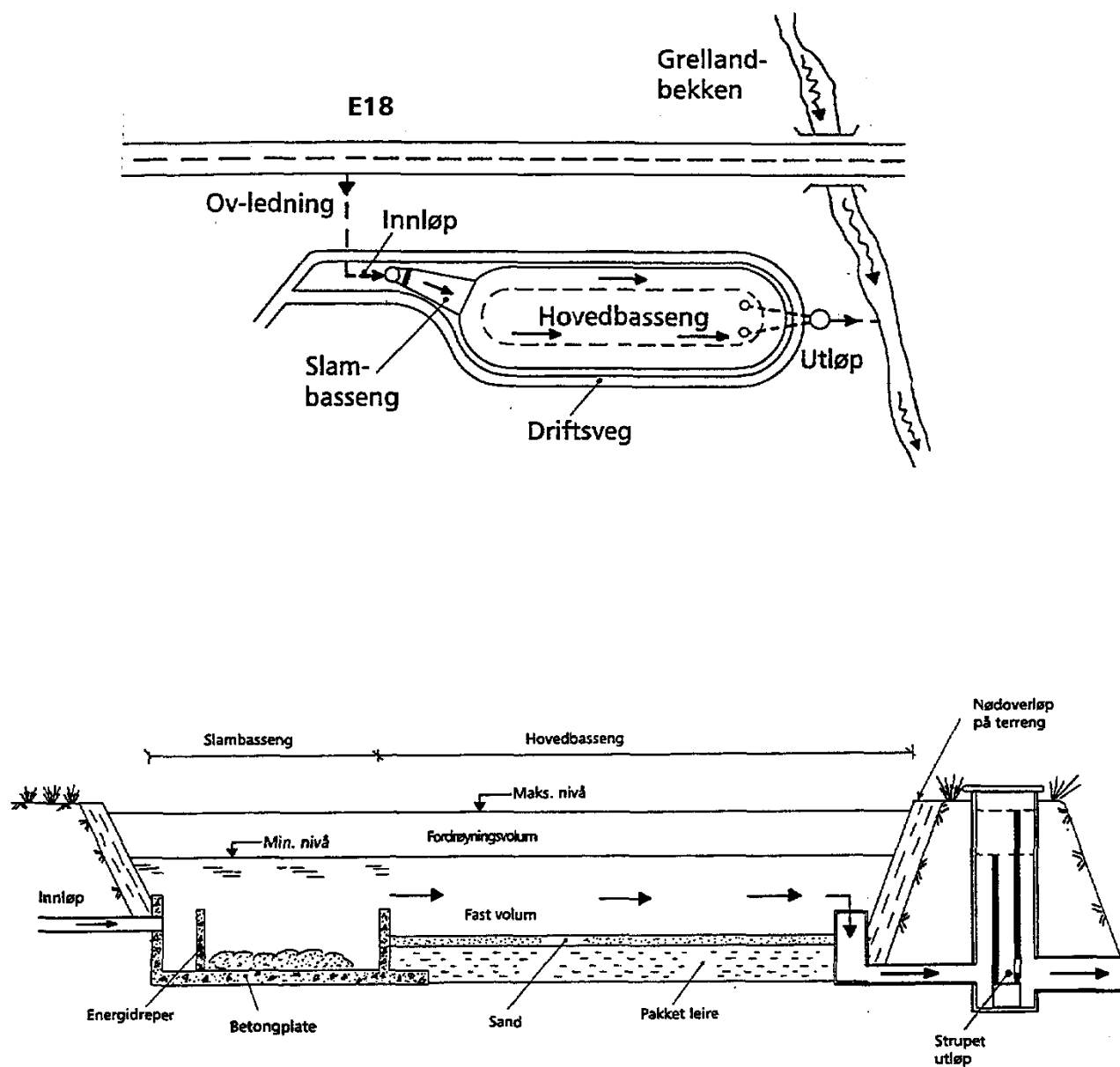
I forbindelse med utbygging av ny E18 i nordre Vestfold, er det planlagt en rekke våte overvannsbassenger (Åstebøl et al., 1995/96/97). Dimensjonering av bassengene er basert på de anbefalte dimensjoneringsmetoder i kap. 5.2.3. Det er benyttet en 15-årig regnserie fra stasjon Torp, der nedbøren er registrert som mm/minutt. Snøsmeltesdata har ikke vært tilgjengelig i dette tilfellet. Basert på metode 1 med krav om minimum 3 "tørrværsdøgn" og en gjentakperiode på 3 måneder for overskridelse (dvs. optimal rensing), gir et anbefalt bassengvolum på ca. 330 m<sup>3</sup> pr. redusert ha. (1 redusert ha = 1 ha med avrenningskoeffisient lik 1,0).

Med utgangspunkt i metode 2 og forutsatt 60% rensing av totalfosfor tilsvarende 80-90 % partikkelrensing, gir dette et bassengvolum på 270 m<sup>3</sup> pr. red. ha. Dimensjoneringen tilpasses rensebehovet i hvert enkelt tilfelle.

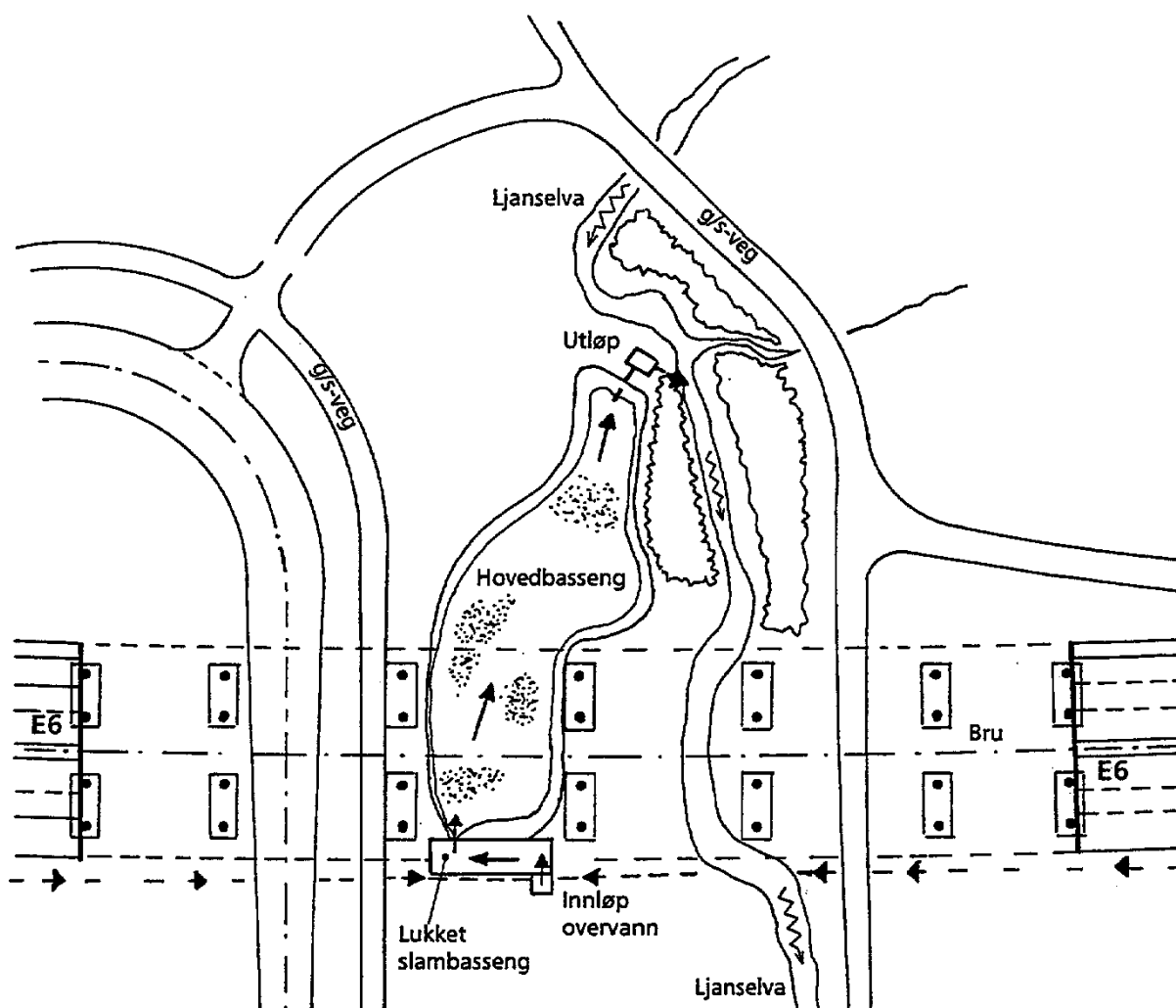
Bassengene er planlagt med en minste dybde på 1-1,2 m og med mulighet for regulering av dybden i fremtiden. Det er anbefalt at det plantes inn vegetasjon (lokale arter) for å oppnå en raskere etablering. Det er også planlagt slambasseng (fordsedimenteringsbasseng) basert på et dimensjonerende volum på 30 m<sup>3</sup> pr. red. ha og med en dybde på 1,5 m (fjerning av partikler >0,1 mm). Bassengsystemet er utformet i en enhet som vist i fig. 6.3. Bassenget er planlagt med et fordrøyningsvolum og en utløpsmengde tilpasset den naturlige flomvannføring i resipientene. Det har vært en forutsetning for bassengutformingen, at utløp til resipient ikke skal overskride den naturlige flomavrenning i området.

Tilsvarende prinsipp for utforming er også lagt til grunn for planlagte bassenger i Oslo (E6 Skullerudkrysset) (fig.6.4) og Akershus (E6 Vassum). Bassenget på Skullerud bygges med et lukket slambasseng. Deler av hovedbassenget blir liggende under ei bru.





Figur 6.3. Prinsippskisse av vått overvannsbasseng (plan/snitt) planlagt i forbindelse med utbygging av ny E18 i nordre Vestfold (Statens vegvesen Vestfold).



Figur 6.4. Skisse av vått overvannsbasseng planlagt i forbindelse med utbyggingen av E6 Skullerudkrysset i Oslo (Statens vegvesen Oslo).

### 6.3.3 Våtmark

#### *Generelt om funksjon og egnethet*

Internasjonalt har våtmarker vunnet innpass i en del land, spesielt i de varmere og fuktigere deler av USA. Dokumentasjonen om de ulike renseprosessenes betydning, dimensjoneringsgrunnlag og anleggenes renseseffekt, er imidlertid begrenset. De biologiske prosesser inkludert planteopptak vil ha liten effekt på vinteren. På grunn av små dybder (15-30 cm), er anleggstypen utsatt for bunnfrysing på vinteren. Anleggsfunksjonen vil under slike forhold, være lite tilfredsstillende. Stor planteproduksjon på sommeren og isdekke på vinteren kan skape muligheter for oksygenfrie forhold i bunnvannet. Dette øker faren for utløsning av fosfor og tungmetaller fra sedimentene og etterfølgende utslipp til resipient.

Våtmarker er mer arealkrevende enn infiltrasjonsanlegg og våte bassenger. De påpekte problemer på vinteren og manglende internasjonal og nasjonal dokumentasjon om renseseffekt, gjør at etablering av slike anlegg i stabilt kaldt vinterklima synes lite aktuelt inntil det foreligger mer dokumentasjon. Metoden er aktuell å bruke i ytre kyststrøk med milde vintre. Med den dimensjoneringsmessige usikkerhet, må anleggets størrelse vurderes nøye i forhold til bruk av andre mer dimensjonerbare alternativer (f.eks. vått basseng, infiltrasjon). Tilpasninger mht. utforming kan bedre metodens funksjon på vinteren. Bruk av metoden bør kun baseres på kunstig bygde anlegg (ikke naturlig våtmark).

### ***Dimensjonering og utforming***

Det generelle dimensjonerings- og utformingsgrunnlaget er beskrevet i kap. 5.6. Lokale data for regn og snøsmelting bør i størst mulig grad benyttes i dimensjoneringen. Anleggene må utformes med dybdeforhold som ikke skaper bunnfrysing ved ordinære vinterforhold. Ellers bør de samme praktiske tilpasninger som beskrevet for vått overvannsbasseng ivaretas.

## **6.3.4 Infiltrasjon**

### ***Generelt om funksjon og egnethet***

Infiltrasjon er en mye brukt metode i bl.a. Tyskland og USA. Men som for andre metoder, er åpen infiltrasjon av overvann lite utprøvd i kaldt klima. Vinterklimaets betydning for funksjon og rensekapasitet er beskrevet i kap. 6.2. Både dimensjonering, utforming og krav til lokalisering av anleggene, kan bidra til å kompensere for de begrensinger vinterklimaet medfører. Med de nødvendige tilpasninger og forutsetninger oppfylt, vurderes metoden å være godt egnet for norske forhold.

### ***Lokalisering, utforming og dimensjonering***

En rekke betingelser knyttet til løsmasseforhold og hydrogeologiske forhold, må være oppfylt før etablering av infiltrasjonsanlegg i et gitt område kan anbefales. I første omgang må avgrensning av aktuelle lokaliteter baseres på en oversiktskartlegging langs aktuell vegstrekning. Kravene for etablering av anlegg omfatter følgende (jfr. figur 5.3.):

- Løsmassenes sammensetning og utbredelse
- Massenes infiltrasjonsevne
- Dybde til grunnvannet, grunnvannets strømming og fluktuasjoner gjennom året.
- Hydraulisk kapasitet i grunnen (undergrunnens evne til å transportere vekk infiltrert vann)
- Jordmassenes evne til å akkumulere forurensninger (jordkjemiske forhold)
- Konsekvenser for utnyttelse av grunnvannsressursen (nåværende/fremtidig)

Opplysningene fremskaffes fra geologisk kartgrunnlag og ved ulike feltmålinger og jordkjemiske analyser .

I land som Tyskland og USA anbefales at minste dybde til grunnvannet bør ligge i området 1-4 m (minste angitte dybde ved lave forurensningsbelastninger) (Hathhorn and Yonge 1996/Lundberg og Lindmark 1994).

Jordsmassenes evne til å adsorbere forurensninger kan dokumenteres ved bl.a. kjemiske analyser av jordas innhold av organisk stoff (humus) og kationbyttekapasitet (CEC). Eksempler på amerikanske krav er et innhold av organisk karbon i jorda på 0,3-1,5 % (vektprosent) og minimum CEC = 5 meqv/100g jord i et jordlag på minimum 0,5 m (Hathhorn og Yonge, 1996).

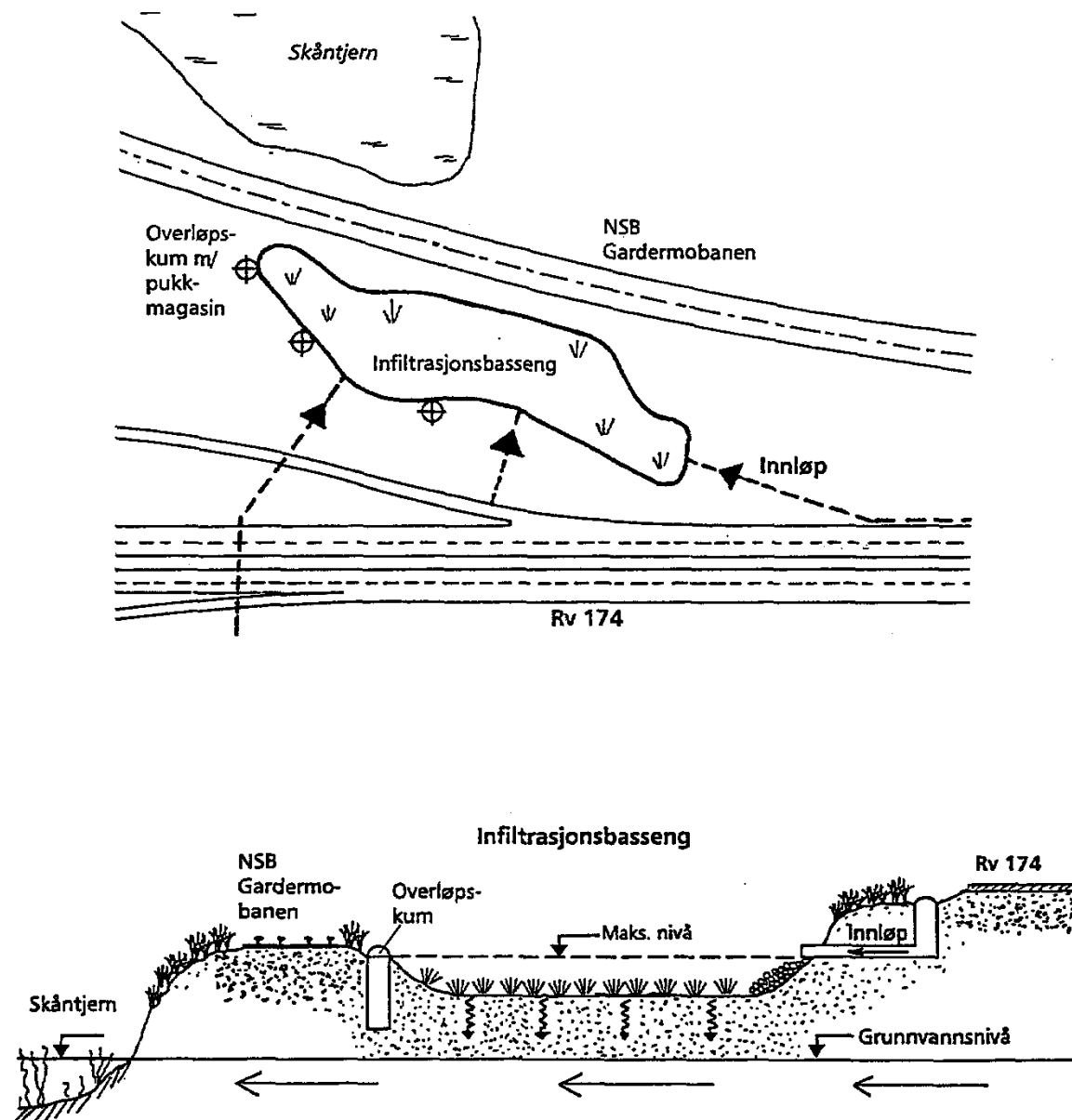
De jordkjemiske kravene bør være tilfredsstillt i det øvre jordlaget ned til en viss dybde. Tas det eksempelvis utgangspunkt i en adsorpsjonstid for tungmetaller på 2 timer (Olafsen, 1996), en hydraulisk ledningsevne på 60 mm/t og en effektiv porøsitet på 25%, gir dette en minste dybde på jordlaget på ca. 50 cm.

Ved utgraving av infiltrasjonsbasseng bør matjorda lagres og senere innblandes i bassengoverflaten. Matjorda (jordsmonnet) har som nevnt stor kapasitet for binding av forurensningsstoffer. Det anbefales at infiltrasjonsanlegget såes til med grasvegetasjon. Vegetasjonen reduserer faren for gjentetting av bassengoverflaten som følge av tilført finstoff. Redusert infiltrasjonsevne om vinteren, må vektlegges ved dimensjoneringen av magasineringsvolumet. For å unngå overløp av urensset overvann til resipient på vinteren, kan overløpet evt. ledes til lukket perkolasjonsmagasin.

Det forventes at godt planlagte infiltrasjonsbassenger vil ha tilsvarende renseeffekter under norske forhold som beskrevet i kap. 5.4. Vegsilt bindes imidlertid ikke i jord og vegsaltholdig overvann vil derfor påvirke grunnvannskvaliteten under og nedstrøms infiltrasjonsanlegget (Åstebøl et al., 1996). Dette forholdet må vektlegges i forhold til andre brukerinteresser for grunnvannet.

### ***Eksempel***

I forbindelse med bygging av ny motorveg (Rv174) til hovedflyplassen på Gardermoen i Akershus, ble det etablert 3 infiltrasjonsbasseng for rensing av overvann. Et av anleggene er vist i fig.6.5.



Figur 6.5. Skisse (plan/snitt) av infiltrasjonsbasseng bygd langs Rv174 i Akershus (Statens vegvesen Akershus).

Infiltrasjonsmagasinet mottar overvann fra en 1,4 km lang vegstrekning i tillegg til noe overvann fra en strekning av NSB Gardermobanen. Som grunnlag for dimensjoneringen er det fastsatt at overløp til Skåntjern ikke aksepteres (krav fra miljømyndighetene). Bassenget er derfor planlagt med et stort magasineringsvolum tilsvarende mange års gjentak for regn. For å takle vintersituasjonen med lav/ingen infiltrasjonsevne, ble flere overløp fra bassenget ledet til lukket perkolasjonsmagasin (pukkmagasin). På infiltrasjonsflaten ble det blandet inn torv ned til ca. 50 cm dyp.

### 6.3.5 Sandfilter

#### *Generelt om funksjon og egnethet*

Lukkede sandfilteranlegg vil i prinsippet fungere like godt under norske forhold som de refererte internasjonale erfaringer. Åpne sandfilteranlegg vil fungere på samme måte som infiltrasjonsanlegg under norske forhold (jfr.kap. 6.3.4). Oppstuvning med fare for overløp på vinteren pga. redusert infiltrasjonsevne, må vektlegges.

Generelt forventes at sandfilteranlegg er godt egnet for norske forhold. Utformingen av åpne anlegg må tilpasses den lokale situasjon. Det forventes at de samme renses effekter som er referert fra internasjonale erfaringer, kan oppnås.

En spesiell variant av sandfilter, er sandfiltergrøft (jfr. kap.5.7.1). Slike grøfter vil kunne fungere godt for avrenningsepisoder som ikke overskrider infiltrasjonskapasiteten. Ved sterk nedbør vil det oppstå overflateavrenning i grøftene. På vinteren kan det bli overflateavrenning på grunn av tele. I områder med milde vintre kan metoden være særlig aktuell. Det er ikke registrert praktiske erfaringer med denne metoden. Bruk av metoden kan over tid medføre behov for utskifting av filtermassen og dette vil i så fall representere en betydelig innsats. Metoden kan derfor ikke anbefales brukt generelt før metodens effekt og funksjon er bedre dokumentert under norske forhold. Metodens funksjon må avklares i forhold til krav til drenering og sikring av vegens fundament og overbygning.

#### *Dimensjonering og utforming*

Dimensjoneringen bør baseres på det generelle grunnlaget beskrevet i kap. 5.7.1.2 og 5.3.4. Lokale regn- og snøsmeltesdata bør i størst mulig grad benyttes for dimensjoneringen.

I åpne anlegg bør det tilføres organisk materiale (humus) i topplaget for å bedre jordas adsorpsjonsevne, bedre betingelsene for biologisk omsetning av forurensningsstoffer og vegetasjonsetablering. Vegetasjon (gras) vil redusere faren for gjentetting av filterflaten på grunn av tilført finstoff. Høyt jerninnhold i sanda vil bedre adsorpsjonsegenskapene.

### 6.3.6 Vegetative metoder

#### *Generelt om funksjon og egnethet*

Åpne grøfter langs veger fungerer som enkle vegetative rensesystemer. Renseeffekten vil variere mye avhengig av grøftas (vegens) lengdeprofil, grøftas nedbørfelt (veg og terengareal), grøftas tverrprofil (bredde etc.) og jordart. Generelt er renses effekten liten (jfr. kap.5.5.1).

Vinterklimaet i Norge skaper lite gunstige betingelser for rensing (tele, vissen vegetasjon etc.jfr. kap. 6.2.4) sammenlignet med sommerperioden. De samme faktorer vil også påvirke rensingen på vegetasjonsdekte flater. Det er mulig å gjennomføre enkelte effektforbedrende tiltak (jfr. 5.5.1.3). Blant annet vil jordarten og tilhørende infiltrasjonsevne i grøfta bety mye. I

byområder er det ikke vanlig med åpne grøfter. Arealmessig vil det generelt være vanskelig å utnytte vegetative rensemetoder i byområder.

Med dagens kunnskap kan grøfter betraktes som en slags forbehandlingsmetode for andre og mer effektive rensesystemer (overvanns-, infiltrasjonsbasseng).

Å lede overvannet ut i naturområder for å oppnå vegetativ rensing, kan med tilstrekkelige arealer og gunstige jordbunnsforhold kunne gi en bra rensing med unntak av vinterperioden. Det arealmessige behovet må imidlertid vurderes opp mot andre alternative metoder. Utslipp i naturområder innebærer en lite kontrollerbar rensing (diffus spredning). Metoden vurderes i utgangspunktet som lite ønskelig på grunn av at de økologiske virkninger av tilførte miljøgifter er lite kjent. Dessuten vil den diffuse spredningen gjøre det vanskelig å "reparere/rydde opp" i eventuelle fremtidige skader. Det skal også i den sammenheng påminnes de skadelige effekter vegsølt kan ha på vegetasjon ved en bevisst utledning av overvann i naturlig terreng (Åstebøl et. al, 1996).

### ***Dimensjonering og utforming***

De oppgitte prinsipper for utforming av grøfter bør legges til grunn der dette er mulig å påvirke i en gitt situasjon (jfr. kap. 5.5.1/5.5.2). Hvis gras-/vegetasjonsdekte flater skal benyttes for overrisling og rensing av overvann, er det av stor viktighet at vannstrømmen fordeles likt over hele arealet i strømningsretningen.

En øket infiltrasjon i grøftene, vil gi en forbedret rensing. Sandfiltergrøfter der sand benyttes som rensedium, er nærmere beskrevet i kap. 6.3.5.

## **6.3.7 Perkolasjonsmagasin**

### ***Generelt om funksjon og egnethet***

Metoden kan være egnet i situasjoner med lite forurenset overvann (P-plasser, bolig-gater etc.), men anses generelt ikke egnet som primær rens metode for høytrafikkerte veger og gater. I slike tilfelle vil metoden sannsynligvis skape problemer på grunn av gjentetting. En effektiv forbehandling kan redusere faren for gjentetting. Metoden innebærer en akkumulering av forurensninger i grunnen. Forurensningen er lite kontrollerbar og vanskelig tilgjengelig for fjerning/opprensning.

### ***Dimensjonering og utforming***

Det vises til beskrivelsen i kap. 5.3.

### 6.3.8 Tekniske metoder

I forhold til det som er omtalt i kap. 5.8 vedrørende tekniske metoder, vil det i Norge primært være de klimatiske bestemte forhold som er annerledes og som kan påvirke rensresultatet. Det finnes kun i meget begrenset grad dokumentert erfaring med tekniske metoder i kaldt klima. Vurderinger av metodenes egnethet baseres derfor primært på generell kunnskap om de krav som må stilles til metodenes funksjon under slike forhold.

Det forutsettes at de anlegg som omtales i det etterfølgende, befinner seg i overdekkede og uoppvarmede rom.

#### *Generelle forhold*

Generelt er følgende forhold vesentlige for de tekniske metodenes funksjon under klimatiske betingelser der det i lengre perioder vil forekomme frost og etterfølgende snøsmelting.

1. Tekniske metoder er primært basert på fysiske og fysisk-kjemiske prosesser og er ikke betinget av en biologisk funksjon. Metodenes rens effektivitet er derfor i praksis i liten grad temperaturavhengig forutsatt at isdannelse ikke forekommer.
2. Tekniske metoder har generelt en mere komplisert funksjon enn de naturbaserte. Det bør derfor i konkrete tilfeller rettes spesiell oppmerksomhet på detaljer i den tekniske funksjonen. Funksjonen bør vurderes nøye og eventuelt bør enkeltdeler og komponenter endres i lys av den samlede funksjon ved lave temperaturer, spesielt hvis temperaturer under frysepunktet inntreffer. Anleggsutformingen bør således gjennomgås for å minimere vannansamlinger i beholdere, rør, hulrom etc. som kan fryse og dermed forringe funksjonen eller skade anleggskomponenter.
3. Tekniske metoder fungerer i motsetning til de naturbaserte, ved at vannet som skal renses, oppholder seg en kort tid i anlegget. Dette forholdet vil under norske forhold gi enkelte fordeler forutsatt at anlegget er riktig dimensjonert:
  - Det kreves ikke store bassenger for magasinering som under vinterperioder kan fryse til.
  - Ved snøsmelting er vannføringen vanligvis forholdsvis lav sammenlignet med en ekstrem regnbegivenhet. Anleggets kapasitet vil derfor normalt være dimensjonert i forhold til å kunne rense avrenning fra snøsmelting.
4. Anlegget bør utformes og sikres således at overløp ikke vil kunne fryse til og dermed enten forårsake ødeleggelse av anlegget eller oversvømmelse oppstrøms anlegget.

Ut over de 4 nevnte forhold skal en i det følgende tilføye noen kommentarer for de metoder som er omtalt i kap. 5.8.



### ***Hvirveloverløp***

Hvirvelseparatoren fungerer ved oppdeling av vannet i to delstrømmer; en mere ren og en mere forurenset. Sistnevnte delstrøm er normalt ikke uvesentlig i forhold til førstnevnte. Den forurensete delstrømmen må derfor underkastes ytterligere rensing. I perioder med lave temperaturer kan en slik ekstra rensing av en forholdsvis stor vannmengde, gi problemer.

En må være oppmerksom på at isdannelse på anleggets sider og rør er forhold som vil kunne kreve økt dimensjonering.

Hvirveloverløpet må generelt anses for brukbar under norske forhold, siden metoden er forholdsvis robust. En må være forberedt på akutte (ikke langvarige) funksjonsproblemer ved lave temperaturer og en tilsvarende dårlig rensing.

### ***Flotasjon***

Selve flotasjonsprosessen er forholdsvis komplisert. Hvis det forekommer utbredt isdannelse i et anlegg, vil funksjonen bli vesentlig påvirket. Metoden anses for forholdsvis vanskelig å drive uten regelmessig tilsyn. Det må utføres pilotforsøk før metoden kan anbefales under norske forhold.

### ***Siling***

Siling er en forholdsvis enkel og robust prosess. Så lenge det ikke forekommer isdannelse på selve filteret, burde metoden kunne utformes til akseptabel funksjon ved lave temperaturer. Periodevis må det imidlertid aksepteres at et anlegg vil kunne få redusert renseseffekt.

### ***Hurtigfiltrering***

Det vil ikke kunne unngås at et filter inneholder vann etter at tilstrømningen til anlegget er opphørt. I forbindelse med en etterfølgende frostperiode, vil det derfor være risiko for at filteret fryser til og at opptappingsperioden blir lang. Det vil derfor være aktuelt å forsyne filteret med en varmespiral og dermed unngå tilfrysing. Bruk av metoden under norske forhold forutsetter således at anlegget er sikret mot frost.

### ***Spesielle metoder***

Særlig kompliserte tekniske anlegg kan ikke generelt anbefales benyttet til rensing av snøsmelteavrenning. Den enkelte metode må vurderes i detalj, blant annet i forhold tildet som er nevnt under avsnittet "Generelle forhold".

### ***Avsluttende kommentarer***

Visse tekniske metoder må anses for funksjonsdyktig under norske forhold spesielt med hensyn til funksjonen på vinteren. Metodenes egnethet må imidlertid vurderes spesifikt og ut fra de forhold som påvirker funksjonen ved lave temperaturer.

Det bemerkes at vinterforhold vil gjøre de tekniske metoder mindre effektive. Det må derfor anbefales at prinsipper for utforming og dimensjonering vurderes for såvel sommer- som vinterbetingelser og at det aksepteres at lavere rensegrad under vinterforhold vil kunne forekomme. Et forhold som muligens vil kunne påvirke rensegraden i positiv retning under vinterforhold, er at snøsmeltingen vil kunne inneholde forurensningsstoffer i forholdsvis høye konsentrasjoner.

### 6.3.9 Oppsummering og anbefalinger

De beskrevne metodene gir i ulik grad muligheter for rensing av overvann under norske forhold. Den enkelte metodes egnethet i en gitt situasjon, er avhengig av ønsket renseeffekt, de lokalklimatiske forhold, lokale arealmuligheter, kostnader og driftsmessige forhold. Ingen av de omtalte metoder fjerner/reenser vegsalt fra overvannet.

De naturbaserte anleggene har klare fortrinn i forhold til de tekniske anleggene. Naturbaserte metoder er enkle driftsmessig, er stabile under ulike belastningsforhold og har god renseeffekt. Dette er viktige forutsetninger for desentralisert etablering av anlegg. De tekniske metoder er kostbare og krever betydelig mer driftsoppfølging. Tekniske metoder vil funksjonsmessig være mindre påvirket av vinterklimaet enn naturbaserte metoder.

I gitte situasjoner med lite tilgjengelig areal (byområder) og særlig sårbare vassdrag (høye rensekraav), kan lukket sandfilter eller tekniske metoder være eneste aktuelle løsning.

Forutsatt en riktig dimensjonering og utforming tilpasset de lokale forhold, er følgende rensemetoder mest aktuelle med hensyn til renseeffekt, driftssikkerhet og økonomi:

- Vått overvannsbasseng
- Infiltrasjon
- Sandfilter (åpent)
- Kunstig våtmark

Våte overvannsbassenger er mer "robuste" enn våtmarker i forhold til vinterklimaet. Våtmarker er sårbare på grunn av små vanndybder og mest aktuelle bruk er kystnære områder med milde vintre. I tillegg er kunnskapsgrunnlaget med hensyn til dimensjonering og renseeffekt langt mindre omfattende for våtmarker enn for overvannsbassenger.

Infiltrasjonsanlegg er rense- og kostnadmessig gunstigere enn sandfilteranlegg. Bruken av infiltrasjon begrenser seg imidlertid til områder med tilfredsstillende grunnforhold. Sandfilteranlegg bygges opp kunstig og er derfor i liten grad avhengig av de naturgitte forholdene på stedet.

Kombinasjon av ulike metoder kan være interessante for å oppnå mer optimale rensesystemer for norske forhold. Ved å kombinere overvannsbasseng som trinn 1 med infiltrasjon eller sandfilter som trinn 2, får man en løsning som kombinerer de mest interessante renseprosesser for overvann, nemlig sedimentasjon, filtrering og adsorpsjon (binding). Dette systemet vil særlig kunne øke renseeffekten for løste stoffer sammenlignet med en løsning kun basert på overvannsbasseng.

Overvannsbasseng kan også tenkes kombinert med kunstig våtmark.

Behovet for og omfanget av forbehandling (forrensing) av overvannet før hovedrensing må vurderes ut fra lokale forhold. Avrenning via grasdekte grøfter (evt. med sandfang) vil gi en forrensing av overvannet forutsatt at sandfangene vedlikeholdes regelmessig og at grøfter og sideterreng har et tett vegetasjons(gras-)dekke (ingen erosjon).

Ytterligere anbefalinger og veiledninger om overvannsrensing forutsetter konkrete driftserfaringer fra norske anlegg. Det er derfor å anbefale at de anlegg som er under planlegging og utbygging underkastes en faglig oppfølging og kontroll av renseeffekt og driftsfunksjon.

Generelt vil de åpne naturbaserte metodene kunne være problematiske å anvende i innlandet med særlig stabilt kaldt klima. Etablering av anlegg i slike områder, bør derfor baseres på nærmere utprøvinger.

## **6.4 Landskapsmessige forhold - naturbaserte anlegg**

### **6.4.1 Innledning**

Ofte vil vann og vannspeil langs vegen tilføre en visuell opplevelseskvalitet for de vegfarende. Naturbaserte anlegg med et permanent vannspeil slik som vått overvannsbasseng, er landskapsmessig en interessant løsning med mulighet for gode visuelle resultater.

En kunstig våtmark kan gjennom utforming oppleves som en naturlig våtmark. Visuelt sett kan en kunstig våtmark være et positivt landskapselement. En kunstig våtmark er et rensetiltak og eventuelle ønsker om å etablere et økosystem bør i alle tilfelle nedprioriteres.

Bassenger som i hovedparten av tiden er tørre slik som infiltrasjons- og sandfilterbasseng, bør ha en vegetasjonsdekt overflate for ikke å virke skjemmende i landskapet. Slike anlegg vil være lite synlige, dersom de form- og vegetasjonsmessig ikke avviker spesielt fra omgivelsene.

Ved planlegging av alle typer naturbaserte anlegg for rensing av overvann fra veg, bør en særlig vurdere egnet lokalisering av anlegget, utforming av terreng og vegetasjonetablering.

### **6.4.2 Lokalisering**

Foruten å løse de tekniske forhold, bør anleggets form og karakter harmonere med de eksisterende omgivelser. Ved lokalisering av anlegget må det tas hensyn til lokale terrengforhold og omgivelsene for å unngå at anlegget fremstår som et fremmedelement. Selv et godt utformet anlegg kan fremstå som et fremmedelement på galt sted. Vurderingene bør

gjøres fra de punkter anlegget vil være synlig fra, fra veg og eventuelle eksponeringsspunkter i omgivelsene som f.eks turveier, bebyggelse osv.

For nyanlegg av motorveg er ofte de terrengmessige inngrep av et slik omfang at det er muligheter til å skape nye og gode terrengformer for de naturbaserte anleggene.

Landskapsarkitekt bør benyttes fra tidlig planfase og også delta i vurderingen av egnet lokalisering.

### 6.4.3 Utforming

Estetisk er et basseng med permanent vannspeil å foretrekke. Et vått overvannsbasseng vil en ofte velge å gi en naturlig utforming, som en liten dam med tilhørende strandsone. Strandsonen bør ha en slak helling.

Ved større veganlegg, f.eks. ved nye motorveganlegg, med forventet høy trafikk og store flater vil det være behov for et system av naturbaserte anlegg. De naturbaserte anleggene kan da gis utformingsmessige fellestrekk. I mange tilfeller kan det være heldig å gi bassengene en enkel og stilisert utforming. Anlegget vil da oppfattes som en del av veganleggets arkitektur.

### 6.4.4 Vegetasjonsetablering/plantevalg

En naturlig innvandring av vegetasjon kan være tidkrevende avhengig av jordbunnsforhold, næringstilgang og klimatiske forhold. Ofte vil det av estetiske årsaker være gunstig å påskynde prosessen ved tilføring av næringsstoffer, masser og eventuelt plante.

Plantevalget bør generelt være stedegent, det vil si planter som finnes naturlig i omgivelsene. Valg av løsning må gjøres av fagfolk og avhenger av tekniske forhold og hvordan anlegget skal fremstå på kort/lang sikt.

Basseng som ikke kan opprettholde et permanent vannspeil, bør beplantes. For basseng som er «tomme/tørre» er terrengforming spesielt viktig.

Hvis bassenget vil opptre som skjemmende bør en unngå unødig eksponering, evt. gi det en vegetasjonsskjerm. Om og hvordan dette skal gjøres er igjen avhengig av eksisterende vegetasjon og omgivelsenes karakter.

### 6.4.5 Landskapsarkitektonisk kompetanse

En har liten erfaring med denne typen anlegg i Norge. De skisserte problemstillingene tilsier at landskapsarkitekt bør knyttes til prosjektet allerede i en tidlig planfase og følge prosjektet. Planleggingen av de naturbaserte anleggene bør gjøres på linje med andre elementer knyttet til veganlegget.

Det må understrekes at naturbaserte anlegg ikke er en etablering av nye økologiske biotoper. Likevel kan en forvente at dammer med vann vil tiltrekke seg et visst dyre- og planteliv. Økologisk kompetanse vil i denne sammenheng være av interesse for å unngå uheldige problemstillinger.

## **7. AKTUELLE FOU-BEHOV**

I rapporten er det påpekt at det i Norge primært vil være klimatisk bestemte forhold (kaldt klima) som vil påvirke metodenes effektivitet. Den internasjonale kunnskap om de grunnleggende prosesser og forutsetninger for rensing av overvann utgjør et viktig grunnlag for å fastsette krav til metodenes funksjon under typiske norske forhold. Kunnskapsoppbyggingen bør derfor rettes mot de situasjoner og forhold der det er usikkerhet og manglende dokumentasjon på om kravene oppfylles.

En kunnskapsoppbygging vedrørende rensing av overvann i Norge kan grupperes i følgende 4 hovedområder/-temaer:

### ***1. Dokumentere forurensningsbelastningen fra veganlegg med spesiell vekt på vinterperioden.***

Formålet er å fremskaffe kunnskap om det totale forurensningsutslipp, akkumulering av forurensningsstoffer i snø langs veg, utslippets variasjon i forhold til avrenningsepisoder (regn-/snøsmeltehendelser), trafikkmengde etc.

Det bør igangsettes langsiktige avrennings- og forurensningsundersøkelser for utvalgte veganlegg som er representative i forhold til trafikkmengde, klimaforhold, vedlikeholdsrutiner etc.. Det fremskaffes informasjon som er relevant for rensing av overvann med hovedvekt på vintersituasjonen (akkumulering av stoffer i snø, stofftransport ved regn/snøsmelting, stoffenes tilstand (løst/partikulært) etc.).

### ***2. Klarlegge ulike rensemetoders effektivitet under norske forhold***

Formålet er gjennom evaluering av ulike rensemetoders funksjon, å fremskaffe et faglig grunnlag for anbefaling av metoder under ulike forhold.

Det iverksettes systematisk oppfølging av utvalgte renseanlegg for å dokumentere renseeffekt, driftsfunksjon etc. Statens vegvesen bør satse på å få bygget ulike typer renseanlegg slik at det skapes muligheter for å evaluere metodene opp mot hverandre. Det bør legges spesiell vekt på anleggenes effektivitet i vinterperioden.

### ***3. Optimalisere kriteriene for dimensjonering og utforming av renseløsninger for norske forhold.***

Formålet er å utarbeide anbefalinger for dimensjonering og utforming av renseanlegg tilpasset varierende norske forhold.

Basert på internasjonale anbefalinger og norske erfaringer (jfr. pkt.2) tilpasses dimensjoneringskriterier til ulike trafikk- og klimaforhold (ulike regioner) i landet.

#### ***4. Videreutvikle de teknologiske løsninger for rensing av overvann.***

Formålet er å videreutvikle løsninger for rensing av overvann som er mer effektive og samtidig lite ressurskrevende i forhold til kostnads-, drifts- og arealbehov.

Det foretas utprøving av alternative løsninger basert på modifisert utforming av kjente naturbaserte løsninger, kobling av ulike naturbaserte metoder eller evt. kobling av tekniske og naturbaserte løsninger. Utvikling av alternative løsninger for byområder som er lite kostnads- og arealkrevende, anses å være av spesiell interesse.

## 8. LITTERATUR

- Barbosa, A.E. and T. Hvitved-Jacobsen (1996), A survey on stormwater and highway runoff field studies, proceedings from the 16th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment on Improving EA Effectiveness: Research, Practice and Training, Estoril, Portugal, June 20-23, 1996, pp 6.
- Boutiette, L.N. and C.L. Duerring (1994), Massachusetts nonpoint source management manual, the megamanual: A guidance document for municipal officials, Massachusetts Department of Environmental Protection, Office of Watershed Management, Nonpoint Source Program, Boston, MA, USA.
- Byggforsk (1989), Drenering. Lokal overvannshåndtering. Byggforskserien. Byggdetaljer A514,114.
- Bækken, T. 1994: Trafikkforurenset snø i Oslo. Prosjekt nr. O-94047, NIVA.
- City of Austin (1998), Environmental criteria manual, Environmental and Conservation Services Department, Austin, TX, USA.
- Coppes, J.G.A. (1985), Vuiluitworpreducerende voorzieningen en afvoerregulerende middelen in rioolstelsels, H<sub>2</sub>O, nr. 8.
- Driscoll, E., P.E. Shelley and E.W. Strecker (1990), Pollutant loadings and impacts from highway stormwater runoff, vol. I-IV, FHWA/RD-88-006-9, US Federal Highway Administration, Woodward-Clyde Consultants, Oakland, CA, USA.
- Edzwald, J.K., J.P. Malley and C. Yu (1990), A conceptual model for dissolved air flotation in water treatment, proceedings from a IWSA/LAWPRC joint specialized Conference on Coagulation, Flocculation, Filtration, Sedimentation and Flotation, Jönköping, Sweden; Water Supply, vol. 8, 141-150.
- Ellis, J.B. and D.M. Revitt (1991), report no. NRA 43804/MID.012, Middlesex Polytechnic, UK.
- FHWA (US Federal Highway Administration) (1996), Evaluation and management of highway runoff water quality, US Department of Transportation, Federal Highway Administration, publication no. FHWA-PD-96-032, pp 457.
- Goforth, G.F., J.P. Heany and W.C. Huper (1983), Comparison of basin performance modeling techniques, Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, vol. 109, 1082-1098.
- Hathhorn, W.E. and D.R. Yonge (1996): The assessment of groundwater pollution potential resulting from stormwater infiltration BMP's. Technical report. Washington State Department of Transportation.

- Henze, M. (1980), Videregående rensning af regnvand - en proces teknisk og økonomisk vurdering, Stads- og havneingeniøren, no. 4, 118-131.
- Hogland, W. och T. Wahlman (1990), Enhetsöverbyggnad - hydrologiska och väg tekniska egenskaper, rapport R90:1990, Byggeforskningsrådet.
- Hvitved-Jacobsen, T. and Y.A. Yousef (1988), Analysis of rainfall series in the design of urban drainage control systems, Water Research, 22, 491-496.
- Hvitved-Jacobsen, T. (1990), Design criteria for detention pond quality, US Engineering Foundation Conference on Urban Stormwater Enhancement, Davos, Switzerland, October 22-27, 1989. In H.C. Torno (ed.), Urban Stormwater Quality Enhancement - Source Control, Retrofitting and Combined Sewer Technology, ASCE (American Society of Civil Engineers) publication, 111-130.
- Hvitved-Jacobsen, T. and Y.A. Yousef (1991), Highway runoff quality, environmental impacts and control. In: R.S. Hamilton and R.M. Harrison (eds.), Highway Pollution, Studies in Environmental Science 44, Elsevier Science Publishers, 165-208.
- Hvitved-Jacobsen, T., N.B. Johansen and Y.A. Yousef (1994), Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark, the 4th International Symposium on Highway Pollution, Madrid, Spain, May 18-22, 1992, The Science of the Total Environment, 146/147, 499-506.
- 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
- 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.
- 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.
- Lundberg, K. og P. Lindmark (1994): Rening av vägdagvatten. Sveriges geotekniska institut, vägledning 7.
- Lygren E. og E. Gjessing, 1984: Highway pollution in a Nordic climate. NIVA rapport 0-79024.
- 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.
- Markhus, E: 1997: Datautskrift fra Hydra II-database. NVE-Hydrologisk afdeling.



- Mikkelsen, P.S. og P. Jacobsen (1993), Dimensionering af anlæg til lokal afledning af regnvand - litteraturstudie og forslag til ny dansk dimensioneringspraksis, Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Universitet, pp 92.
- Miljøstyrelsen (1992), Lokal rensning af regnvand, Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, udarbejdet af N.B. Johansen og T. Hvitved-Jacobsen, nr. 49, pp 116.
- NTNF (Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd) (1986), Driftundersøkelse av virveloverløp, projektrapport 48/86, Trondheim, Norge.
- Olafsen, R. (1996): Rensing av tungmetall- og oljeforurenset avløpsvann i bark/lettklinkerfilter. Hovedoppgave v/NTNU, 84 s.
- Petterson, T.J. (1996): Pollution Reduction in Stormwater Detention Ponds. Fields studie and modelling experiments. VA-teknik Chalmers. Report 1996:3, 70 pp.
- PH-Consult (1991), Nedsivning af tagvand, redegørelse udarbejdet for Birkerød kommune, pp 22.
- Pisano, W.C. (1989), Swirl concentrators revisited - the American experience and new German technology. 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, 390-401.
- Pisano, W.C., N. Thibault and G. Forbes (1990), The vortex solids separator, Water Environment Technology - WPCF, vol 2, no. 5, 64-71.
- Plum, V., C.P. Dahl, L. Bentsen, C.R. Petersen, L. Napstjert and N.B. Thomsen (1997), The Actiflo method, Water Science & Technology, vol. 36 no.12 (in press).
- Roesner, L.A. and A.C. Rowney (1996), National storm water quality regulations and standards, Journal of Hydraulic Research, vol 34, no. 6, 841-856.
- Scholze, R., V. Novotny and R. Schonter (1993), Efficiency of best management practices for controlling priority pollutants in runoff, Wat. Sci. & Tech., 28, 3-5, 215-224.
- Shueler, T.R. (1994), Developments in sand filter technology to improve stormwater runoff quality, Watershed Protection Techniques, vol. 1, no. 2, Silver Spring, MD, USA.
- Shueler, T.R. (1987), Controlling urban runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs, Department of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, D.C., USA.
- Shueler, T.R. (1991), Developing effective BMP systems for urban watersheds, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, D.C., USA.

- Smith, B.P. and R.Y.G. Andoh (1997), A new self-cleansing screen for use with hydrodynamic separators for CSO treatment, *Water Science & Technology*, vol. 36 no.12 (in press).
- 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, USEPA 600/8-82-013.
- Stormwater Corporation, Inc. (1995), Stormceptor Technical Manual, Rockville, MD, USA.
- Toet, C., T. Hvitved-Jacobsen and Y.A. Yousef (1990), Pollutant removal and eutrophication in urban runoff detention ponds, IAWPRC Conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters, Wageningen, the Netherlands, September 20-22, 1989, *Water Science & Technology*, vol 22, no. 10/11, 197-204.
- Urbonas, B.R., J.T. Doerfer, J. Sorenson, J.T. Wulliman and T. Fairley (1992), Urban storm drainage criteria manual, vol. 3 - Best Management Practices, stormwater quality, Urban Drainage and Flood Control District, Denver, Co., USA.
- USEPA (US Environmental Protection Agency) (1979), Combined sewer overflow abatement program Rochester, NY, EPA-600/2-79-031b.
- USEPA (US Environmental Protection Agency) (1982), Water quality assessment: A screening procedure for toxic and conventional pollutants, part I, EPA 600/6-82-004a, Environmental Research Laboratory, Athens, GA, USA.
- USEPA (US Environmental Protection Agency) (1986), Methodology for analysis of detention basins for control of urban runoff quality, report no. USEPA 440/5-87-001, pp 51.
- VAV (Svenska vatten- och avloppsverksföreningen) (1983), Lokalt omhändertagande av dagvatten - LOD, Publikation VAV P46.
- Viklander, M., 1996: Urban snow deposit - pathways of pollutants. *The Science of Total Environment* 189/190 379-384.
- 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, final report submitted to the Department of Transportation, State of Florida, report no. FL-ER-34-86, pp 138.
- Yousef, Y.A., T. Hvitved-Jacobsen, M.P. Wanielista, H.H. Harper (1987), Removal of contaminants in highway runoff flowing through swales, 2nd International Symposium on Highway Pollution, London, UK, July 7-11, 1986, *The Science of the Total Environment*, 59, 391-399.
- Århus amt (1992), Undersøgelse af stofindhold og rensning af vejvand - rensning af vejvand i bundfældningsbassin og sandfilter, Århus amt, Miljøkontoret, pp 37.

- Åstebøl, S.O., Pedersen, P.A., Røhr, P.Kr., Fostad, O. og O. Soldal (1996): Effekter av vegsalting på jord, vann og vegetasjon. Sammendragsrapport. GEOfuturum as/Forskningsparken i Ås/Norges landbrukshøgskole.
- Åstebøl, S.O. og T. Bækken (1997): Utslipp av vaskevann fra Nordbytunnelen til Årungenelva. Undersøkelse av biologiske effekter. GEOfuturum as/NIVA.
- Åstebøl, Bækken og Blom (1996): Målestasjon for overvannsavrenning fra ny E18 i nordre Vestfold. Hydrologiske, kjemiske og biologiske undersøkelser i 1995. GEOfuturum as/NIVA/Interconsult.
- Åstebøl, S.O. (1997): Vegsalting og vannforurensning. Saltavrenning fra E6 Korsegården i Akershus i 1995/96. GEOfuturum as.
- Åstebøl, S.O., Bækken, T., Robertsen, K. og B. Rognerud (1995/96/97): Ny E18 i nordre Vestfold. Plan for overvannshåndtering - parsell 4-6: GEOfuturum as/NIVA.
- Åstebøl, S.O. og T. Hvitved-Jacobsen (1996): Vegavrenning og vannforurensning. Internasjonale krav til utslipp av overvann fra veg. GEOfuturum as/Aalborg Universitet. Rapport utarbeidet for Statens vegvesen Vegdirektoratet, Miljøkontoret, pp 20.

## Vedlegg 1

# Stasjonsnett for observasjon av kortidsnedbør og snøsmelting

### Kortidsnedbør

DNMI har i alt 97 målestasjoner (noen nedlagt) med måling av kortidsnedbør (se etterfølgende kart og stasjonsoversikt). Nedbørdataene er registrert som mm/min og dataene er tilgjengelige fra DNMI som tidsserier med minutt oppløsning og som tidsserier med statistikk. DNMI har for tiden ikke programvare som gir "regneepisode". DNMI og Landbruksmeteorologisk tjeneste (Planteforsk-Plantevernet på Ås) driver også automatiske værstasjoner som registrerer nedbør som timesverdier. Datamaterialet kan ved tillempling av aktuelle dimensjoneringskriterier, benyttes for lokal dimensjonering av renseanlegg.

### Snøsmelting

NVE har i alt 10 urbanhydrologiske stasjoner med registrering av snøsmelting og enkelte andre data (se etterfølgende kart og stasjonsoversikt). Snøsmeltingdataene er registrert med 5 min. intervall og kan presenteres med ulike intervaller. Dataene er tilgjengelig på papir og elektronisk format, både grafisk og på følgende tekstformat:

- regneark der dataene ligger på rekke
- tekstfil der dataene ligger i blokker.

NVE vil i fremtiden kunne utføre beregninger av IVF (intensitet-varighet-frekvens) - kurver og varighetskurver for snøsmeltingdata med finere oppløsning enn døgn.

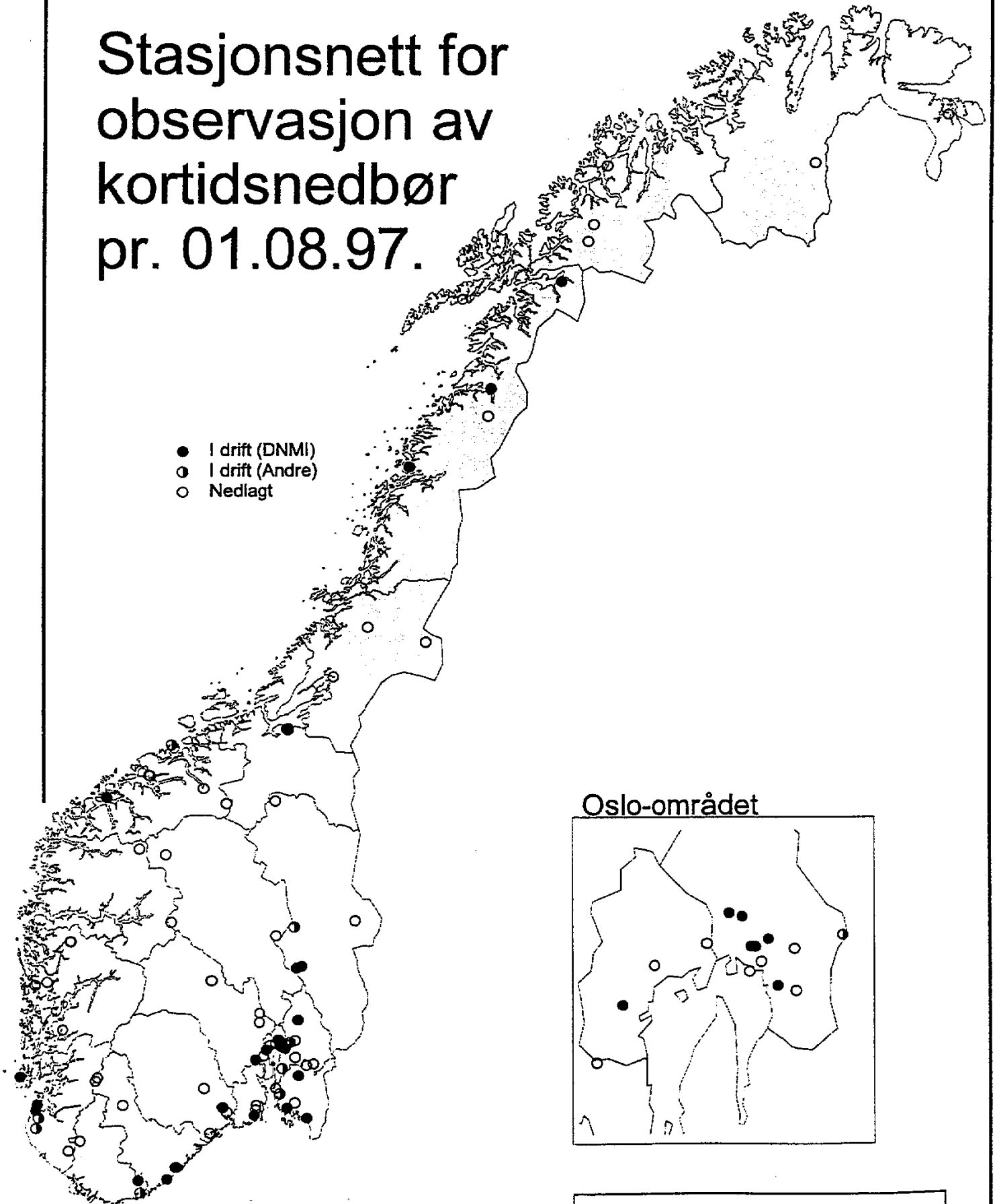


DNMI

KLIMA

# Stasjonsnett for observasjon av kortidsnedbør pr. 01.08.97.

- I drift (DNMI)
- I drift (Andre)
- Nedlagt



STASJONSTYPE LISTET 14.11.1997  
 DET NORSKE METEOROLOGISKE INSTITUTT  
 KLIMAAVDELINGEN

SORTERT ETTER STASJONSNR

ANT	STNR	SYN	STASJONSNAVN	PERIODE	TYPE	HOH	BREDDE	LENGDE	FYLKE	KOMMUNE	TOPO_KARTNR
1	00200		TRYSIL	1967.05-1974.10	P	356	612000	121500	HEDMARK	TRYSIL	.
2	01220		HALDEN STADION	1974.04-	P	10	590740	112264	ØSTFOLD	HALDEN	.
3	02840		HØLAND - KOLLERUD	1972.05-1987.11	P	139	594300	112700	AKERSHUS	AURSKOG HØLAND	.
4	03030		FREDRIKSTAD	1970.05-	P	30	591384	105779	ØSTFOLD	FREDRIKSTAD	.
5	03190		SARPSBORG	1984.07-1991.08	P	57	591714	110689	ØSTFOLD	SARPSBORG	.
6	03810		ASKIM II	1968.04-	P	141	593520	110976	ØSTFOLD	ASKIM	.
7	03980		BÅSTAD	1968.06-1970.11	P	154	594200	111800	ØSTFOLD	TRØGSTAD	.
8	04080		RÆLINGEN - HAGASTUBAKKEN	1980.06-1980.10	P	235	595700	112000	AKERSHUS	RÆLINGEN	.
9	04220		KJELLER TELENOR	1975.06-	P	114	595865	110283	AKERSHUS	SKEDSMO	.
10	04780		GARDERMOEN	1967.05-	P	202	601239	110481	AKERSHUS	ULLENSAKER	.
11	06760		ÅSTDALEN -SKVALDRA	1984.07-	P	870	611400	105200	HEDMARK	RINGSAKER	.
12	11620		GJØVIK SOGSTAD	1974.08-	P	240	604800	105979	OPPLAND	GJØVIK	.
13	12290		HAMAR II	1968.05-	P	132	604806	110586	HEDMARK	HAMAR	.
14	12670		LILLEHAMMER	1969.07-	P	260	610725	102845	OPPLAND	LILLEHAMMER	.
15	15720		BRÅTÅ	1968.06-1987.10	P	712	615440	75160	OPPLAND	SKJÅK	1518.4
16	17150		RYGGE	1986.06-1989.06	P	40	592298	104729	ØSTFOLD	RYGGE	.
17	17260		MOSS TROLLDALEN	1973.08-	P	40	592696	104132	ØSTFOLD	MOSS	.
18	17870		ÅS RUSTADSKOGEN	1974.04-	P	120	594000	104800	AKERSHUS	ÅS	.
19	18020		OSLO LAMBERTSETER	1985.05-	PL	140	595270	104714	OSLO	OSLO	.
20	18190		OSLO OPPSAL	1974.04-1979.10	P	150	595400	105000	OSLO	OSLO	.
21	18220		OSLO BJERKEBANEN	1975.06-1981.09	P	135	595600	104900	OSLO	OSLO	.
22	18270		OSLO VESTLI	1974.04-1986.09	P	200	595800	105600	OSLO	OSLO	.
23	18320		OSLO - HAUSMANNSGT	1984.06-	PL	10	595583	104527	OSLO	OSLO	.
24	18630		OSLO - FESTNINGEN	1989.04-1992.09	P				OSLO	OSLO	.
25	18640		OSLO VESTRE VIKA	1974.05-1988.10	P	10	595460	104371	OSLO	OSLO	.
26	18700		OSLO - BLINDERN	1968.04-	P	94	595656	104324	OSLO	OSLO	.
27	18710		OSLO - BLINDERN - SIAP	1981.08-	P	94	595600	104400	OSLO	OSLO	.
28	18890		OSLO - SVENSTUA	1982.07-	P				OSLO	OSLO	.
29	19020		OSLO - VOKSENLIA	1985.05-	PL	340	595807	103952	OSLO	OSLO	.
30	19440		SANDVIKA - SOLBERG	1997.07-	P						.
31	19490		GJETTUM	1970.07-1992.10	P	67	595438	103097	AKERSHUS	BÅRUM	1814.1
32	19510		ØVREVOLL	1967.05-1992.11	P	125	595640	103734	AKERSHUS	BÅRUM	.
33	19520		BRYN I BÅRUM	1967.05-1970.07	P				AKERSHUS	BÅRUM	.
34	19710		ASKER	1983.06-	P	163	595137	102622	AKERSHUS	ASKER	1814.1
35	19740		ASKER BATTERI	1982.04-1984.10	P	373	594800	102300	AKERSHUS	ASKER	1814.1
36	19820		HURUM - NILSÅSEN	1989.07-1990.08	P						.
37	20300		HØNEFOSS	1969.08-	P	140	600900	101487	BUSKERUD	RINGERIKE	.
38	24130		RINGERIKE HERADSBYGD	1973.09-1978.09	P	180	601600	101300	BUSKERUD	RINGERIKE	.
39	24870		NESBYEN II	1946. -1976.10	P	165	603400	90800	BUSKERUD	NES	.
40	24880		NESBYEN - SKOGLUND	1967.05-1986.11	P	167	603411	90732	BUSKERUD	NES	.

STASJONSTYPE LISTET 14.11.1997  
 DET NORSKE METEOROLOGISKE INSTITUTT  
 KLIMAAVDELINGEN

SORTERT ETTER STASJONSNR

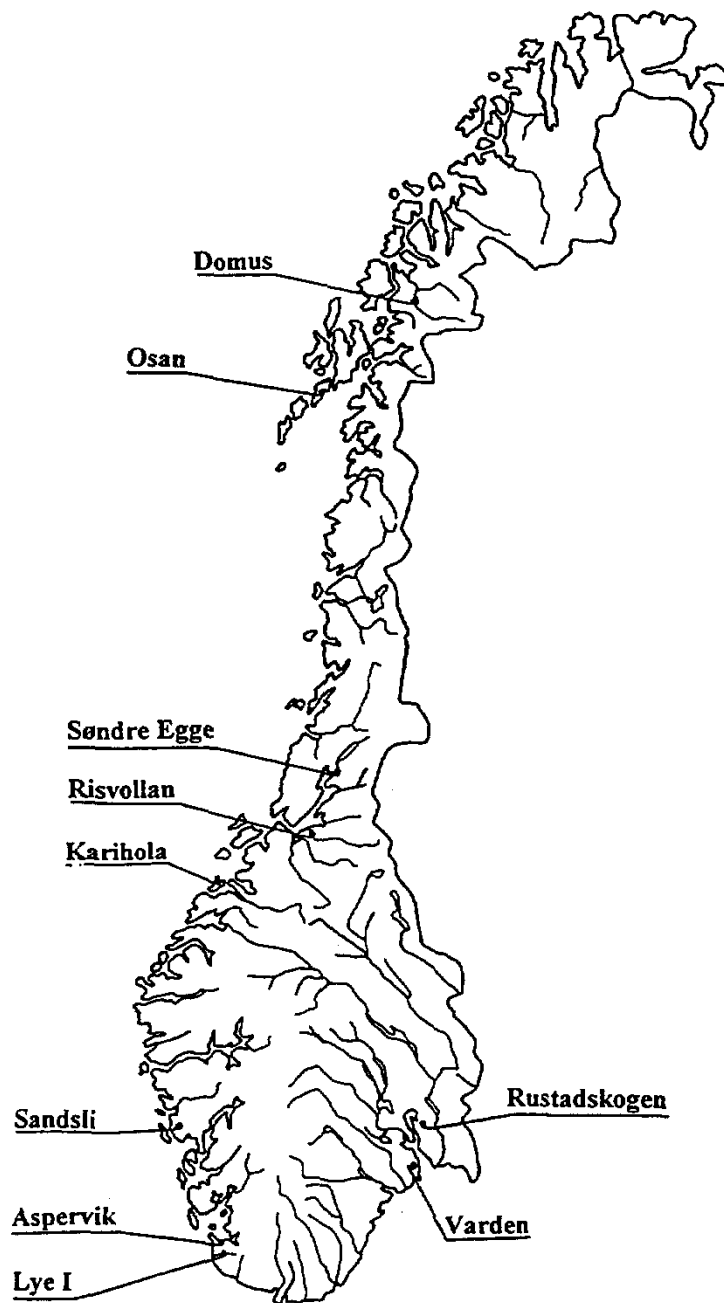
ANT	STNR	SYN	STASJONSNAVN	PERIODE	TYPE	HOH	BREDDE	LENGDE	FYLKE	KOMMUNE	TOPO_KARTNR
41	26890		DRAMMEN - MARIENLYST	1968.05-	P	3	594423	101212	BUSKERUD	DRAMMEN	1814.3
42	27350		STOKKE	1969.07-1971.08	P	76	591400	101700	VESTFOLD	STOKKE	.
43	27470		TORP	1972.04-1987.12	P	90	591200	101600	VESTFOLD	SANDEFJORD	.
44	27580		SANDEFJORD VARDEN	1973.09-	P	70	590743	101521	VESTFOLD	SANDEFJORD	.
45	30270		PORSGRUNN SANNA	1973.10-1992.10	P	10	590846	94068	TELEMARK	PORSGRUNN	.
46	30310		SKIEN KLOSTERSKOGEN	1968.06-1992.12	P	22	591143	93590	TELEMARK	SKIEN	.
47	32100		GVARV	1967.05-1987.10	P	26	592300	91100	TELEMARK	SAUHERAD	1613.1
48	34180		KRAGERØ HELLE	1979.04-1980.10	P	62	585400	92200	TELEMARK	KRAGERØ	.
49	36060		ARENDAL BRANNSTASJON	1973.05-	P	44	582803	84564	AUST-AGDER	ARENDAL	1611.4
50	36100		ØSTRE MOLAND	1967.10-1973.05	P	40	582900	84500	AUST-AGDER	ARENDAL	.
51	38130		GRIMSTAD AID	1974.10-	P	15	582030	83500	AUST-AGDER	GRIMSTAD	.
52	39150		KRISTIANSAND-SØMSKLEIVA	1974.11-1990.09	P	6	580903	80316	VEST-AGDER	KRISTIANSAND	1511.3
53	39260		VENNESLA	1987.09-	PL	40	581682	7586	VEST-AGDER	VENNESLA	.
54	40140		HYLESTAD - BROKKE	1971.07-1981.05	P	443	590600	73000	AUST-AGDER	VALLE	.
55	40490		BERGO	1975.07-1983.10	P	1105	592009	65267	AUST-AGDER	BYKLE	.
56	40500		TRETTHEDDERNUTEN	1975.07-1984.07	P	1057	592237	65400	AUST-AGDER	BYKLE	.
57	42800		TONSTAD	1967.10-1970.11	P	57	584000	64200	VEST-AGDER	SIRDAL	.
58	43020		EIK JORDSTASJON	1980.05-1984.10	P	160	583238	62845	ROGALAND	LUND	.
59	44190		TIME - LYE	1981.08-1991.10	P	135	584416	54441	ROGALAND	TIME	.
60	44580		STAVANGER - MADLA	1983.07-	P	15	585689	54018	ROGALAND	STAVANGER	.
61	44620		STAVANGER - TASTA	.	P				ROGALAND	STAVANGER	.
62	44660		STAVANGER - HUNDVÅG	1982.09-1992.12	P	5	595992	54316	ROGALAND	STAVANGER	.
63	44730		SANDNES ROVIK	1974.06-1991.10	P	19	585197	54573	ROGALAND	SANDNES	.
64	47240		KARMØY - BREKKEVANN	1968.08-	P	19	591616	51579	ROGALAND	KARMØY	1113.1
65	47890		OPSTVEIT	1968.09-1987.12	P	38	595140	60113	HORDALAND	KVINNHØRAD	1214.1
66	50420		DYRDALSVATN	1978.04-1980.11	P	435	602100	53200	HORDALAND	OS	.
67	50480		BERGEN - SANDSLI	1983.07-	PL	45	601751	51679	HORDALAND	BERGEN	.
68	50490		BERGEN - SANDSLI	1982.08-1985.12	P				HORDALAND	BERGEN	.
69	51600			1995.05-	P						.
70	52290		MODALEN II	1968. -1987.11	P	114	605046	55720	HORDALAND	MODALEN	.
71	52300		MODALEN	1968.07-1980.05	P	104	605000	55600	HORDALAND	MODALEN	.
72	54730		VARDEN - FILEFJELL	1968.06-1976.10	P	1012	611100	80900	OPPLAND	VANG	.
73	58700		OPPSTRYN	1968.07-1987.11	P	201	615600	71360	SOGN OG FJORDANE	STRYN	1418.4
74	60940		ÅLESUND - SPJELKAVIK	1970.06-	P	55	622795	62084	MØRE OG ROMSDAL	ÅLESUND	.
75	62280		MOLDE - ÅRØ	1972. -1979.06	P	3	624500	71600	MØRE OG ROMSDAL	MOLDE	.
76	62290		MOLDE - NØISOMHED	1972. -1987.06	P	14	624500	71400	MØRE OG ROMSDAL	MOLDE	.
77	63420		SUNNDALSØRA III	1978.05-1987.09	P	6	624050	83353	MØRE OG ROMSDAL	SUNNDAL	.
78	63500		SUNNDAL	1968.05-1977.11	P	195	623300	90600	MØRE OG ROMSDAL	SUNNDAL	.
79	64300		KRISTIANSUND KARIHOLA	1973.09-1986.11	P	39	630751	74226	MØRE OG ROMSDAL	KRISTIANSUND	.
80	66830		SÆTER I KVIKNE	1968.05-1984.09	P	543	623700	101500	HEDMARK	TYNSET	.

STASJONSTYPER LISTET 14.11.1997  
 DET NORSKE METEOROLOGISKE INSTITUTT  
 KLIMAAVDELINGEN

SORTERT ETTER STASJONSNR

ANT	STNR	SYN	STASJONSNAVN	PERIODE	TYPE	HOH	BREDDE	LENGDE	FYLKE	KOMMUNE	TOPO_KARTNR
81	68130		TRONDHEIM - MOHOLT	1995.08-	P	118	632475	102693	SØR-TRØNDELAG	TRONDHEIM	.
82	68170		TRONDHEIM - TYHOLT	1967.06-	P	113	632500	102600	SØR-TRØNDELAG	TRONDHEIM	.
83	68190		TRONDHEIM BLAKLI	1974.05-1985.11	P	138	632400	102700	SØR-TRØNDELAG	TRONDHEIM	.
84	68230		TRONDHEIM - RISVOLLAN	1986.12-	PL	100	632376	102555	SØR-TRØNDELAG	TRONDHEIM	.
85	71000		STEINKJER - EGGE	1984.05-	P	6	640135	112705	NORD-TRØNDELAG	STEINKJER	.
86	72850		HØYLANDET	1967.06-1980.10	P	22	643600	121600	NORD-TRØNDELAG	HØYLANDET	.
87	73490		NORDLI - BRATTVOLD	1967.06-1982.10	P	462	642700	134300	NORD-TRØNDELAG	LIERNE	.
88	80200		LURØY	1991.06-	P	115	662338	131123	NORDLAND	LURØY	1827.1
89	81620		ØVRE SALTDAL	1967.06-1981.09	P	26	665800	151800	NORDLAND	SALTDAL	.
90	82090		FAUSKE	1983.06-	P	31	671576	152381	NORDLAND	FAUSKE	.
91	84710		NARVIK - STASJONSVN.	1983.06-	P	50	682700	172800	NORDLAND	NARVIK	.
92	85430		SVOLVÆR - OSAN	1988.05-	P	10	681394	143192	NORDLAND	VÅGAN	.
93	89350		BARDUFOSS	1969.08-1987.08	P	76	690354	183241	TROMS	MÅLSELV	.
94	89510		SÆTERMOEN	1988.05-1990.09	P						.
95	90520		TROMSØ - KROKEN	1988.04-1989.08	P						.
96	97250		KARASJOK	1968.08-1987.10	P	129	692800	253060	FINNMARK	KARASJOKKA-KARASJOK	2033.1
97	99370		KIRKENES LUFTHAVN	1968.07-1987.11	P	89	694400	295400	FINNMARK	SØR-VARANGER	.





Stasjoner som har eller har hatt snøsmeltemålinger

Stasjoner hvor NVE har målt snøsmelting.

Stasjon	Kommune	Måleperiode	Datakvalitet
29.1 Aspervik	Sandnes	8/3-88 til d.d.	God
196.34 Domus	Bardu	14/2-94 til d.d.	Dårlig
110.1 Karihola	Kristiansund	3/1-94 til d.d.	God
28.10 Lye I	Time	18/12-93 til 29/4-97	God
179.5 Osan	Vågan	24/1-94 til 13/3-97	Dårlig
123.38 Risvollan	Trondheim	24/11-87 til d.d.	God
3.17 Rustadskogen	Ås	17/4-97 til d.d.	Dårlig
56.1 Sandsli	Bergen	12/1-94 til d.d.	God
128.11 Søndre Egge	Steinkjer	15/7-92 til d.d.	Middels
15.65 Varden	Sandefjord	7/6-91 til 15/12-92	God

Snøsmeltdataene logges med 5 min intervall. De kan presenteres med følgende tidsintervall : 5 min, 15 min, 30 min, 1 time, 3 timer, 6 timer, 12 timer, 1 døgn, 3 døgn, 5 døgn, 1 uke, 10 døgn, måned, kvartal, halvår og år.

Andre måleparametere ved stasjoner som har målt snøsmelting.

Stasjon	Parameter	Måleperiode
29.1 Aspervik	Vannføring	19/8-72 til d.d.
	Nedbør	21/6-74 til d.d.
	Lufttemperatur	9/3-88 til d.d.
196.34 Domus	Vannføring	22/11-88 til d.d.
	Nedbør	3/4-86 til 22/11-93
	Lufttemperatur	4/4-86 til d.d.
110.1 Karihola	Vannføring	14/2-73 til d.d.
	Nedbør	4/9-86 til d.d.
	Lufttemperatur	20/7-86 til d.d.
28.10 Lye I (Lye II) <sup>1</sup>	Vannføring	18/6-83 til 29/4-97 ( 2/8-83 til d.d. på Lye II )
	Nedbør	1/10-91 til 16/12-93 ( 5/8-94 til d.d. på Lye II )
	Lufttemperatur	11/3-88 til 29/4-97 ( 8/7-97 til d.d. på Lye II )
179.5 Osan	Vannføring	24/2-87 til 27/5-97
	Nedbør	24/2-87 til 15/8-95
	Lufttemperatur	24/2-87 til 27/5-97
123.38 Risvollan	Vannføring	11/7-87 til d.d.
	Nedbør	24/11-87 til d.d.
	Lufttemperatur	24/11-87 til dd
3.17 Rustadskogen	Vannføring	4/10-73 til d.d.
	Nedbør	22/5-86 til d.d.
	Lufttemperatur	21/6-86 til d.d.
56.1 Sandsli	Vannføring	22/11-84 til d.d.
	Nedbør	18/1-89 til d.d.
	Lufttemperatur	17/10-89 til d.d.
128.11 Søndre Egge	Vannføring	24/6-83 til d.d.
	Nedbør	11/9-86 til 13/7-92
	Lufttemperatur	18/7-86 til d.d.
15.65 Varden	Vannføring	24/12-91 til 4/5-95

Lye I ble nedlagt i 1997 Lye to går fortsatt.