Vegdirektoratet
Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen
Miljø
01.06.2014

Statens vegvesen

Vannbeskyttelse i vegplan-legging og vegbygging

STATENS VEGVESENS RAPPORTER Nr. 295

Foto: Statens vegvesen

Statens vegvesens rapporter

NPRA reports
Norwegian Public Roads Administration

Tittel
Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging

Undertittel

Title
Water protection in road planning and road building

Subtitle

Forfatter
Svein Ole Åstebøl (COWI AS) og Thorkild Hvitved-Jacobsen (HV-Consult)

Avdeling
Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

Seksjon
Miljø

Author
Svein Ole Åstebøl (COWI AS) og Thorkild Hvitved-Jacobsen (HV-Consult)

Department
Traffic Safety, Environment and Technology Department

Section
Environmental Assessment

Prosjektnummer

Rapportnummer
Nr. 295

Prosjektleder
Jørn Ingar Arntsen

Godkjent av
Kjersti Wike Kronvall og Sondre Meland

Emneord
Vannbeskyttelse, overvann, forurensning, rensemetoder.

Sammendrag
Se side 5

Project number

Report number
No. 295

Project manager
Jørn Ingar Arntsen

Approved by
Kjersti Wike Kronvall and Sondre Meland

Key words
Water protection, runoff, pollution, treatment methods.

Summary

Antall sider 90
Dato Juni 2014

Pages 90
Date June 2014

Forord

Rapporten er et opptrykk av veilederen «Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging» (utkast), Håndbok 261, med enkelte justeringer. Den tidligere veilederen er gjort om til rapport fordi vi ønsker at det faglige innholdet skal være lett tilgjengelig selv om håndboken nå tas ut av Statens vegvesens håndbokserie. En mer kortfattet og systematisk beskrivelse av utforming og dimensjonering av renseløsninger er tatt inn i Håndbok 018. Det arbeides videre med problemstillingene i FoU-programmet NORWAT (2012–2016).

Den foreliggende rapporten er utarbeidet av Svein Ole Åstebøl (prosjektleder, COWI AS) og Thorkild Hvitved-Jacobsen (HV-Consult) og gir en oversikt over hvordan man kan planlegge og bygge renseløsninger for overvann fra veg. Aktuelle rensemetoder og enkle retningslinjer for utforming og dimensjonering av renseløsninger er beskrevet i rapporten.

Det har framkommet ny kunnskap både innenfor faglige og juridiske problemstillinger siden rapporten ble utgitt første gang som Håndbok 261, i 2006. Leseren bør være oppmerksom på at dette nye opptrykket ikke er oppdatert med tanke på nasjonal og internasjonal kunnskap innenfor håndtering av vegvann. Betydningen av vannforskriften og endringene i forurensningsforskriftens kapittel 15A Påslipp er ikke omtalt.

Rapporten «Rensing av overvann i byområder – Kompakte renseløsninger» (Statens vegvesen, 2007), beskriver renseløsninger som kan benyttes i områder hvor det er begrenset plass, og kan benyttes som et supplement til foreliggende rapport.

Når det gjelder utslipp av vann fra anlegg har Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk og Statens vegvesen samarbeidet om en rapport «Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg». Rapporten omhandler aktuelle tiltak knyttet til behandling av drifts- og drensvann fra tunnelanlegg under bygging og potensielle miljøproblemer knyttet til utslipp i anleggsfasen. Denne rapporten kan også brukes som et supplement til foreliggende rapport.

Miljøseksjonen

Oslo, 2014

Innhold

Sammendrag **5**

1 Innledning **7**
1.1. Bakgrunn 7
1.2. Målsetning 7
1.3. Omfang og gjennomføring 8

2. Vann i vegplanleggingen **9**
2.1 Lover, direktiver og retningslinjer Lovgivningsmessig bakgrunn 9

3. Behandling/beskyttelse **11**
3.1. Rensing 11
3.2. Bortledning 11

4. Overvannets egenskaper med hensyn til rensning **13**
4.1. Overvann fra veg 13
4.2. Avrenningsforhold og stoffegenskaper i relasjon til rensing 14
4.3. Oppløst kontra partikulært stoff 14
4.4. Karakteristikk av stoffer i overvann 15
4.5. Forurensningsstoffer i overvann fra veg 16
4.5.1. Kilder til og gruppering av forurensningsstoffene 16
4.6. Behov for rensing relatert til virkningen i resipienten 16
4.7. Forurensningsstoffer i overvann fra veg 18
4.8. Karakteristikk av tunnelavløp 19
4.8.1. Vaskerutiner 19
4.8.2. Vannforbruk, avløpsmengde, varighet 19
4.8.3. Forurensningsstoffer i vaskevann 20
4.8.5. Toksisitet og behov for rensing 21

5. Rensing av overvann fra veg **23**
5.1. Innledning 23
5.2. Strømningsmessige forhold 24
5.3. Fjerning av stoff fra vannfasen 24
5.3.1. Binding til suspendert stoff 24
5.3.2. Sedimentasjon 25
5.3.3. Stoffomsetning og planteopptak 25
5.4. Fjerning av stoffer i jord og sediment 25
5.4.1. Infiltrasjon i jord 26
5.4.2. Binding av forurensningsstoffer i jord og sediment 27
5.4.3. Stoffomsetning i jord 27
5.5. Oppsummering 27

6. Rensemetoder – dimensjonering og anleggsteknisk utforming **29**
6.1. Innledning – generelle prinsipper 29
6.1.1. Oversikt over rensemetoder 29
6.1.2. Renseeffekt 30
6.2. Tørt overvannsbasseng 31

6.2.1. Prinsipp 31
6.2.2. Spesifikke prosessmessige forhold 31
6.2.3. Utforming og dimensjonering 31
6.2.4. Drift 32
6.2.5. Erfaringer og renseeffekter 32
6.3. Vått overvannsbasseng 33
6.3.1. Prinsipp 33
6.3.2. Spesifikke prosessmessige forhold 34
6.3.3. Prinsipper for utforming og dimensjonering 34
6.3.4. Utforming av våte overvannsbassenger 37
6.3.5. Lokal tilpasning 42
6.3.6. Drift 42
6.3.7. Erfaringer og renseeffekter 43
6.4. Infiltrasjon 44
6.4.1. Prinsipp 44
6.4.2. Spesifikke prosessmessige forhold 44
6.4.3. Prinsipper for utforming og dimensjonering 45
6.4.4. Drift 49
6.4.5. Erfaringer og rensegrader 49
6.4.6. Enkel åpen infiltrasjon 49
6.5. Perkolasjonsmagasin – lukket infiltrasjon 50
6.5.1. Prinsipp 50
6.5.2. Spesifikke prosessmessige forhold 51
6.5.3. Prinsipper for utforming og dimensjonering 51
6.5.4. Drift og økonomi 52
6.5.5. Erfaringer og renseeffekter 52
6.6. Våtmark 53
6.6.1. Prinsipp 53
6.6.2. Spesifikke prosessmessige forhold 53
6.6.3. Prinsipper for utforming og dimensjonering 53
6.6.4. Drift, erfaringer og renseeffekter 54
6.7. Vegetative systemer 55
6.7.1. Grøft 55
6.7.2. Vegetasjonsdekket areal med lite fall 57
6.8. Filterløsninger 58
6.8.1. Åpent sandfilter 58
6.8.2. Spesielle filtertyper 60
6.9. Metoder for rensing av overvann 61
6.9.1. Overordnede betraktninger 62
6.9.2. Lukket sandfilter 62
6.9.3. Avanserte filterløsninger 65
6.9.4. Ballastet flokkulering 65
6.9.5. Oppsummering 67
6.10. Rensemetoder for forbehandling 68
6.10.1. Slambasseng 68
6.10.2. Kummer og tanker 69
6.10.3. Permeabelt vegdekke 70
6.11. Rensemetoder for tunnelavløp 70
6.12. Oppsummering 71

7. Landskapsmessige forhold **73**
7.1. Innledning 73
7.2. Lokalisering 73
7.3. Utforming 73
7.4. Vegetasjonsetablering/plantevalg 73
7.5. Landskapsarkitektonisk og økologisk kompetanse 74

8. Litteratur **75**

Vedlegg 1 **81**
Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge 81
Sammendrag fra Statens vegvesen rapport UTB 2004/08 81
Forkortelser 86
Vedlegg 2 **87**
Status for den internasjonale innsatsen for rensing av overvann fra veg 87

Sammendrag

Vegtrafikk genererer en rekke miljøbelastninger, for eksempel støy, luftforurensning og vann- og jordforurensning. Det siste tiåret har økt kunnskap om vannforurensning fra vegtrafikk ført til større fokus på overvann fra veg og vaskevann fra tunneler, både fra Statens vegvesen og statlige og lokale miljømyndigheter. Det blir i dag bygget rensebasseng i tilknytning til de fleste store vegtunneler og motorveger.

Formålet med denne veilederen er å gi en oversikt over aktuelle rensemetoder samt prinspper for dimensjonering og utforming av anlegg. Veilederen er basert på en gjennomgang av de nasjonale og internasjonale erfaringer og en vurdering av de faktorer som under norske forhold forventes å påvirke anleggenes funksjon, utforming og dimensjonering.

Overvann fra veg inneholder en rekke forskjellige forurensninger. De viktigste er partikler (suspendert stoff), næringssalter, vegsalt, tungmetaller, oljerester og organiske mikroforurensninger (PAH etc.).

Ofte vil overvann fra veg forekomme i store mengder i forbindelse med kraftige regnskyll som vasker med seg gammel forurensning som ligger i vegbanen og i grøftene. Den store vannmengden og den store bredden av forurensninger gjør det komplisert og forholdsvis dyrt å dimensjonere og bygge renseløsninger. De mest brukte 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. Dette er viktige forutsetninger for desentralisert etablering av anlegg. I byområder med stort arealpress, kan tekniske løsninger eller lukkede filterløsninger i noen sammenhenger være eneste alternativ.

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)
- Våtmark
- Vegetative metoder.

De mest benyttede metodene, vått overvannsbasseng og infiltrasjon, fremheves som både driftssikre og stabile rensemessig. Under norske forhold vil særlig det kalde klimaet avvike fra situasjonen i de landene som har lengst erfaring med overvannsrensing. Erfaringene med drift av norske anlegg på vinteren er gode forutsatt en riktig dimensjonering og lokaltilpasset utforming av anleggene. Forbehandling av overvannet i et slambasseng for fjerning av grovslam og olje er en viktig forutsetning for god og stabil rensing i hovedanlegget.

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

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

Renseeffekten i vegetative systemer er forholdsvis liten og bør derfor kombineres med en annen og mer effektiv metode.

I bymessige områder der tilgjengelig areal til rensetiltak er mindre, kan god renseeffekt oppnås med mer tekniske metoder. To metoder skal fremheves i den sammenheng: sandfilter og ballastet flokkulering. De tekniske metodene er mer kompliserte og anleggs- og driftskostnadene er høyere sammenlignet med naturbaserte løsninger. Til gjengjeld er metodene mindre arealkrevende.

Vaskevann fra tunnel kan renses i basseng. Bassenget bør ha kapasitet til å samle alt vaskevannet fra hver vaskeomgang. Oppholdstiden i bassenget bør være minimum 2 uker før utslipp til resipient, for å oppnå tilstrekkelig nedbryting av såperester og for å gi også de minste partiklene tid til å falle til bunnen.

For alle typer renseløsninger anbefales at de kombineres med forrensings-/forsedimenteringsenhet. Dette vil sikre en bedre funksjon og redusere vedlikeholdet i renseanlegget.

Ressursmessige forhold, lokale muligheter og kravet til rensingens omfang (ønsket renseeffekt) 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 rensemessige) årsaker vil det være gunstig å foreta tilplanting/-såing i anleggene. Plantevalget bør baseres på stedegne plantearter. Planlegging av naturbaserte anlegg bør utføres på på lik linje med andre elementer knyttet til veganlegget. Vann- og landskapsfaglig kompetanse bør knyttes til prosjektet i en tidlig planfase.

1 Innledning

1.1. 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 blant annet 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. EU`s rammedirektiv for vann som ble vedtatt i 2000 og som skal være implementert senest i 2015 (også i Norge), definerer grunnleggende sett krav om en "nesten uberørt naturtilstand" i våre vannforekomster. Dette direktivet er dermed det mest omfattende og vidtgående vedrørende vannkvalitet som medlemslandene hittil har sett. Dette vil uten tvil sette kraftig fokus på håndteringen av overvann fra byer og veger de kommende år.

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.

Som en naturlig konsekvens av utviklingen på området, er det behov for å fremskaffe en samlet oversikt over kunnskap og erfaring innen fagfeltet fra land med lang erfaring (USA, Tyskland, Danmark m.fl.). De siste årene er det også fremkommet nyttige erfaringer fra norske anlegg.

1.2. Målsetning

Håndtering og rensing av overvann fra våre byer og veger er grunnleggende sett den vanskeligst tenkelige renseoppgave man kan bli utsatt for:

Store vannvolum som er generert på meget kort tid, skal renses for forurensningsstoffer i lave konsentrasjoner til enda lavere nivåer og med anvendelse av metoder som forutsetter lavt ressursforbruk i form av personell, driftsmidler og anlegg.

Tradisjonelle renseanlegg er ikke ubrukelige, men de er ofte svært dyre og teknologisk kompliserte. Det må derfor velges andre konsepter.

På denne bakgrunn gir denne veilederen:

a) et faglig grunnlag som kan benyttes som veiledning og beslutningsstøtte om hvilke metoder som er aktuelle for bruk i større vegprosjekter
b) prinsipper for utforming og dimensjonering av rensesystemer for norske forhold

Det er lagt vekt på å beskrive metoder for håndtering og rensing av regnvann som i størst mulig grad etterligner naturens egne metoder for å transportere og rense regnvann.

1.3. Omfang og gjennomføring

Veilederen omfatter aktuelle metoder for rensing av overvannsutslipp fra veg og tunnel under permanent drift. De omtalte renseprinsipper er også aktuelle for rensing av avrenning fra snødeponier, og de kan delvis brukes under anleggsfasen. Avrennings- og dimensjoneringsforholdene blir imidlertid annerledes.

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.

2. Vann i vegplanleggingen

2.1 Lover, direktiver og retningslinjer

Lovgivningsmessig bakgrunn

Internasjonalt

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.

Det er av administrative og driftsmessige årsaker viktig å notere seg ovennevnte punkt 2, nemlig at det ikke fastsettes bestemte grenseverdier for utslipp av forurensningsstoffer i overvann som skal overholdes av den ansvarlige vegmyndighet. Begrunnelsen er at et slikt krav i praksis ville medføre at miljømyndighetene skulle føre kontroll eller pålegge vegmyndigheten en egenkontroll med et meget stort antall overvannsutslipp fra veg. Måten å løse denne problemstillingen på er å innføre indirekte krav i form av en "Best Available Technology" (BAT) konkretisert i form av en brukbar rensemetode som er definert med en hensiktsmessig utforming og et dimensjoneringskriterie tilpasset den aktuelle situasjonen. Som et resultat av denne tankegangen er det i kap.6 beskrevet et antall "Best Management Practices" (BMPs) dvs. metoder, som anses som hensiktsmessige for løsning av forurensningsmessige spørsmål i forbindelse med overvannsutslipp fra veger.

I Norge

I Norge foregår all vegplanlegging etter Plan- og bygningsloven. Med hjemmel i PBL har det blitt vedtatt rikspolitiske retningslinjer for vernede vassdrag, og rettslig bindende verneplaner, vedtatt av kommunene. Slike verneplaner er like bindende som vern etter naturvernloven, men det er lettere å oppheve. Gjennom plan- og bygningsloven sikres at alle planer som kan ha virkning for vassdrag eller grunnvann skal sendes til NVE, som er myndighet etter Vannressursloven. NVE avgjør om tiltak som berører alt stillestående eller rennende overflatevann med årssikker vannføring trenger å konsesjonsbehandles. I Norge er avrenning i anleggsfasen for store anlegg, for eksempel tunneler, omfattet av Forurensningsloven. Vaskevann fra tunneler i drift er også omfattet av Forurensningsloven, mens overvann fra veg i drift vanligvis ikke omfattes av Forurensningsloven. Krav til utslipp fra vegen settes i planprosessen og beskrives i reguleringsplan/ reguleringsbestemmelser.

Alle overnevnte lover, samt lakse- og innlandsfiskeloven, næringsmiddelloven, friluftsloven, kulturminneloven, naboloven, jordloven med flere kan komme til anvendelse for vegtiltak som sprer forurensning til nærliggende vannforekomster.

I forbindelse med implementeringen av EUs vannrammedirektiv i norsk lov vil det bli utarbeidet bindende forvaltningsplaner for alle nedbørsfeltområder i Norge. Dette vil kunne få betydning for både planlagte og etablerte anlegg i nedbørsfelt med store forurensningsproblemer eller særlig sårbare vannforekomster.

Bygging av rensebassenger som det fokuseres på i denne veilderen vil kunne tilfredsstille svært mange krav, både krav til drenering og flomsikring, krav til beskyttelse mot ulykkesutslipp og krav til redusert forurensning fra vegene.

3. Behandling/beskyttelse

Behovet for behandling av avrenningsvannet fra vegen varierer med trafikkmengden og omgivelsenes sårbarhet. Det er vanskelig å gi tommelfingerregler for hvor og hvordan vannforekomstene skal beskyttes. Behovet for beskyttelse er størst nær sårbare områder, for eksempel nær drikkevannskilder, naturvernområder, våtmarker og sjøer/elver av spesiell betydning for plante- og dyrelivet. Vi har tre muligheter til å beskytte sårbare områder:

- reduksjon av utslippet
- rensing
- bortledning

Reduksjon av utslippet krever tiltak mot det som genererer forurensningen, for eksempel renere drivstoff-forbrenning, mindre skadelige stoffer i bildekk/slitedeler og kjemikalier som brukes i forbindelse med drift og vedlikehold av kjøretøy, eller reduksjon av tilførsel av skadelige stoffer (for eksempel ved asfaltering, ved vask av skilt og tunneler, ved impregnering og overflatebehandling av vegutstyr, ved salting osv). Vi kommer ikke inn på den slags tiltak i denne veilederen.

3.1. Rensing

Rensing er den mest brukte metoden for beskyttelse av vannforekomster. Fordelen med rensing er at man får skilt ut de skadelige stoffene før vannet når resipienten, ofte blir de også samlet opp på en måte som muliggjør forsvarlig destruering eller deponering. De fleste naturbaserte rensemetoder er effektive mot partikulært bundne forurensninger, mens de har lavere effekt mot vannløste forurensninger.

3.2. Bortledning

De omtalte rensetiltakene i foreliggende rapport har ingen renseeffekt for vegsalt. Riktignok kan tiltakene dempe (forsinke) saltbelastningen i et vassdrag, men utslippsmengden påvirkes ikke av rensetiltaket. I tilfeller med utslipp til særlig sårbare resipienter, kan det også være teoretisk mulig at tiltakene ikke gir tilstrekkelig rensing for andre stoffer. I nevnte situasjoner kan oppsamling og bortledning av overvannet til en annen mer robust resipient være en aktuell løsning. Slike tilfeller vil normalt kreve pumping av overvannet og det vil være hensiktmessig å etablere et utjevningsmagasin for å unngå unødig store pumpedimensjoner. Ved å utforme utjevningmagasinet som et åpent overvannsbasseng vil man samtidig oppnå en rensing av overvannet og dermed reduseres forurensningsbelastningen i resipienten som mottar overvannet. Dimensjoneringen må tilpasses tilstanden i resipienten og behovet for rensing.

En del av vegsaltet spres til sideterreng med sprut og avdrift. Dessuten vil noe av overvannet som inneholder mesteparten av vegsaltet infiltrere i veggrøfta og ikke fanges opp av overvanns- eller drenssystemet. Dette saltet vil spres til resipienten via grunnvannet. Det er viktig å ta dette i betraktning i forhold til resipientens tåleevne før eventuelle pumpetiltak iverksettes. Dersom den diffuse spredningen av salt til resipienten er uakseptabel, må det i tillegg til bortledning gjennomføres tettetiltak i overflaten av grøften og sideterrenget for å sikre full oppsamling av overvannet hvis saltingen skal opprettholdes.

4. Overvannets egenskaper med hensyn til rensning

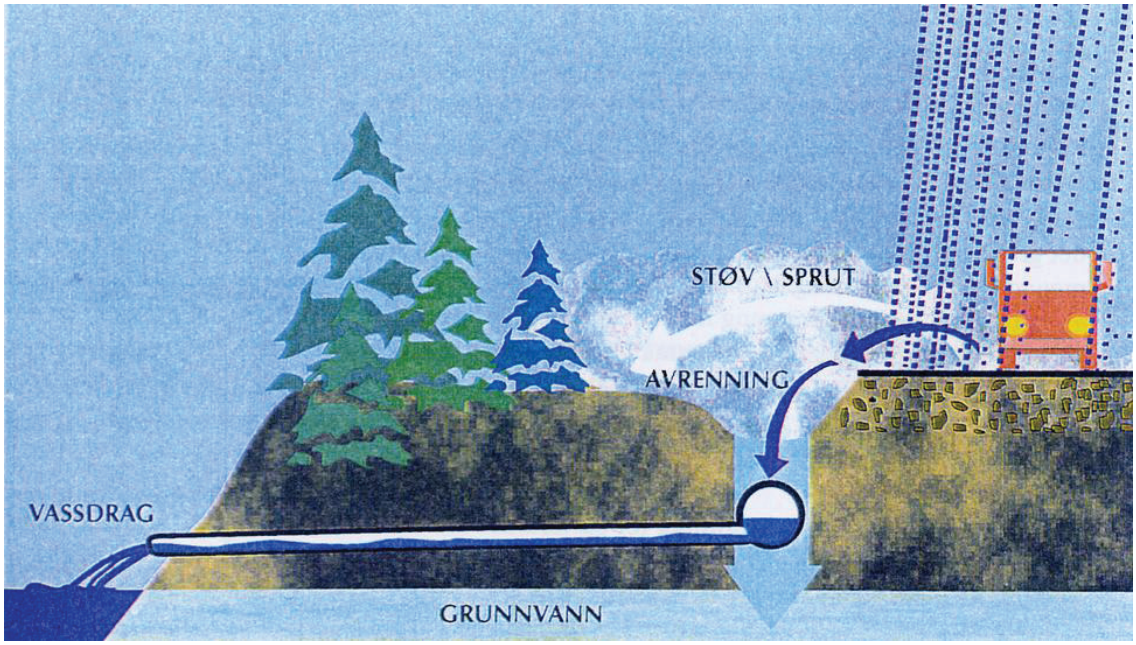
4.1. Overvann fra veg

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. Disse forholdene vil avspeile seg i miljømyndighetenes krav til utslipp av overvann fra veg. Det er derfor viktig å forstå de stoffmessige egenskaper med hensyn til hvordan de skal håndteres for å oppnå ønsket beskyttelse av vannmiljøet.

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 (Figur 4.1).

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

a) Hvor mye 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 dette muligheten for rensing og valg av rensemetode.



Figur 4.1. Prinsippskisse som viser overvannsavrenning og forurensningsspredning fra veg (Illustrasjon: COWI AS).

4.2. Avrenningsforhold og stoffegenskaper i relasjon til rensing

Det er et grunnleggende problem ved rensing av overvann at store vannmengder skal underkastes rensing i løpet av kort tid (rask avrenning), og at et tradisjonelt utformet renseanlegg vil være uvirksomt i ca 95 % av tiden. Videre er spekteret av forurensningsstoffer som forekommer i overvann stort, samtidig som tilhørende ulike prosessmessige krav skal oppfylles.

Vanlig brukte metoder for rensing av hus- eller industriavløp er vanligvis utformet og dimensjonert for å håndtere mer eller mindre konstante utslipp. Slike metoder er enten uegnet eller må modifiseres betydelig for rensing av overvann. I denne sammenheng blir utfordringen å finne metoder som er egnet til rensing av vegvann fra regn og snøsmelting.

4.3. Oppløst kontra partikulært stoff

Metoder som bygger på fysiske og fysisk-kjemiske prosesser vil på grunn av ovennevnte forhold, anses å være mere egnet til rensing av overvann enn rent biologiske metoder som generelt krever mer eller mindre konstante driftsforhold. Dessuten er innholdet av nedbrytbart organisk stoff i overvannet lavt. En vesentlig del av forurensningsstoffene i overvann, forekommer fysisk eller kjemisk bundet til partiklene som forekommer i suspensjon (svever i vannfasen). Fysiske rensemetoder basert på sedimentasjon og fysisk-kjemiske metoder som for eksempelvis binding (sorpsjon) til jordpartikler, er derfor metoder som rensemessig anses som brukbare. Metodene er velkjente, men de skal utformes for å klare store vannmengder på kort tid. Det skal i tilknytning til dette, påpekes at det av ressursmessige årsaker, stilles krav om både enkel og effektiv drift.

Selv om en vesentlig del av forurensningsstoffene er bundet til partikler, er det rensemessig viktig at relativt store andeler av stoffene forekommer bundet til små partikler med relativt liten egenvekt. Uorganiske, tunge partikler har en egenvekt i størrelsesorden opp til ca. 2,7 g/cm3 mens derimot egenvekten av organiske lette partikler ligger i størrelsesorden omkring 1,1 g/cm3. Rensing ved sedimentasjon kan på kort tid utmerket fjerne vesentlige mengder av det grove suspenderte stoffet - eksempelvis sandpartikler. Men dette renser ikke tilsvarende mengder av forurensningsstoffer (tungmetaller etc.) som er bundet til de fine partiklene. Det er naturligvis en jevn overgang mellom små og store partikler. Grovt sett må partikler mindre enn ca. 50-100 µm betraktes som små i denne sammenheng.

I Tabell 4.1 er det oppgitt størrelsesorden for partikulært bundet stoff for utvalgte forurensnings-stoffer i overvann fra veg.

Tabell 4.1. Vanlige størrelsesordner for partikulært bundet stoff for utvalgte forurensninger i overvann fra veg.

Stoff	Partikkelbundet (%)
Fosfor	60 - 80
Tungmetaller:	
- sink (Zn)	40 - 50
- bly (Pb)	70 - 80
- kobber (Cu)	40 - 50

4.4. Karakteristikk av stoffer i overvann

Normalt benyttes to typer av konsentrasjonsverdier for forurensningsstoffer i overvann:

- Hendelsesmiddelkonsentrasjon (HMK)
  HMK-verdien er angitt som en vannføringsvektet middelkonsentrasjon for den enkelte avrenningshendelse.
- Stedsmiddelkonsentrasjon (SMK)
  SMK angir en medianverdi bestemt på grunnlag av et større antall HMK-verdier på en gitt lokalitet. En SMK-verdi er dermed en karakteristisk verdi for den aktuelle lokalitet.

Det bemerkes at det er middelverdien og medianverdien som benyttes ved bestemmelse av henholdsvis HMK-verdien og SMK-verdien.

Definisjonen av HMK betyr at den totale stoffbelastningen (P) ved en avrenningshendelse kan beregnes som:

P = V x HMK
P = det totale stoffutslippet ved en avrenningshendelse (g)
V = avrenningsvolum (m3)
HMK = hendelsesmiddelkonsentrasjon (mg/l)

Stoffkonsentrasjonen har stor variasjon og dette gjelder:

- Innenfor den enkelte avrenningshendelse
- Mellom hendelser på samme lokalitet
- Mellom ulike lokaliteter

Et utall måleserier fra en rekke land har vist at variasjonskoeffisienten for så vel HMK- som SMK-verdiene generelt er i størrelsesorden 1. Dette betyr at spredningen på en måleserie er av samme størrelsesorden som medianverdien (middelverdien). Årsaken til variasjonen i HMK-verdiene (målinger av forskjellige avrenningshendelser på samme lokalitet) kan skyldes variasjoner i regnets intensitet, varighet og hyppighet samt variasjon i tørrværsperiodenes lengde når akkumuleringen av stoff på vegoverflaten skjer. Variasjonen fra lokalitet til lokalitet (SMK-verdiene) vil være forårsaket av forskjellig grad av belastning bestemt av forskjeller i klima og trafikk.

De nevnte forhold er således ikke uttrykk for en usikkerhet i bestemmelsen av relevante konsentrasjonsverdier, men skyldes en forventet variasjon. De nevnte forhold betyr at vi i rensemessig sammenheng må velge metoder som tillater at vi kan håndtere overvannet under ofte svært forskjellige betingelser. Dette betyr også at antallet enkeltmålinger må være høyt for å kunne bestemme en karakteristisk konsentrasjon (en SMK-verdi) med rimelig sikkerhet. Det kreves normalt minimum 7-10 målinger på en gitt lokalitet for å bestemme en SMK-verdi med en akseptabel nøyaktighet. Av nevnte årsaker blir dimensjoneringen og beregningen av gitte rensemetoder ikke basert på aktuelle målinger, men skjer på basis av "typetall". I kap. 4.5 er resultater for typiske stoffkonsentrasjoner (SMK-verdier) for overvann fra veger oppført. Det er viktig at det velges konsentrasjonsnivåer som er i overrensstemmelse med de lokale forhold.

Et resultat av varierende stoffkonsentrasjon, er fenomenet "first flush". Dette innebærer at stoffinnholdet i starten av hver avrenningsepisode, er større enn på slutten. Fenomenet vil vanligvis være forårsaket av at det fra vegbanen skjer en større utvasking av stoff i starten av episoden enn senere når vegbanen er vasket mere ren.

I denne rapporten vil normalt konsentrasjonsnivåer bli benevnt som SMK-verdier i form av medianverdier. En aritmetisk middelverdi basert på konsentrasjonsverdier alene eller volumvektet konsentrasjonsverdier fra en rekke enkelthendelser (HMK-verdier), vil på grunn av èn enkelt meget høy konsentrasjonsverdi eller avrenningsvolum, kunne gi et feilaktig bilde.

Det er viktig å påpeke at det er lettere å oppnå høy renseeffekt ved å rense fra et høyt enn fra et lavt konsentrasjonsnivå (jfr. kap. 6.1.2).

4.5. Forurensningsstoffer i overvann fra veg

4.5.1. Kilder til og gruppering av 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.

Overvannets kvalitet bestemmes av en lang rekke stoffer samt et antall fysisk-kjemiske parametre. Stoffene er tilført området fra atmosfæren, trafikken, veidekkene og øvrige aktiviteter i nærområdet. Vanligvis oppdeles organiske og uorganiske stoffer i 6 hovedgrupper:

- Organisk stoff, herunder nedbrytbart stoff
- Næringsstoffene nitrogen og fosfor
- Tungmetaller (for eksempel kobber, sink, kadmium og bly)
- Organiske miljøfremmede stoffer
- Partikulært materiale, herunder suspendert stoff
- Patogene mikroorganismer

I tillegg til de stoffer som naturlig omfattes av de nevnte hovedgrupper, er det viktig å fremheve vegsalt og 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.

Innholdet av noen typiske forurensninger vises i vedlegg 1. Dette er et sammendrag fra rapporten Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge, Statens vegvesen UTB 2004/08.

4.6. Behov for rensing relatert 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. Den negative virkningen blir derfor bestemmende for hvilke stoffgrupper som det vil være mest ønskelig å redusere og til hvilket nivå. I Tabell 4.2 er de mest vanlige forekommende resipienteffekter forårsaket av overvannsutslipp sammenstilt.

Tabell 4.2. Resipienteffekter fra utslipp av overvann.

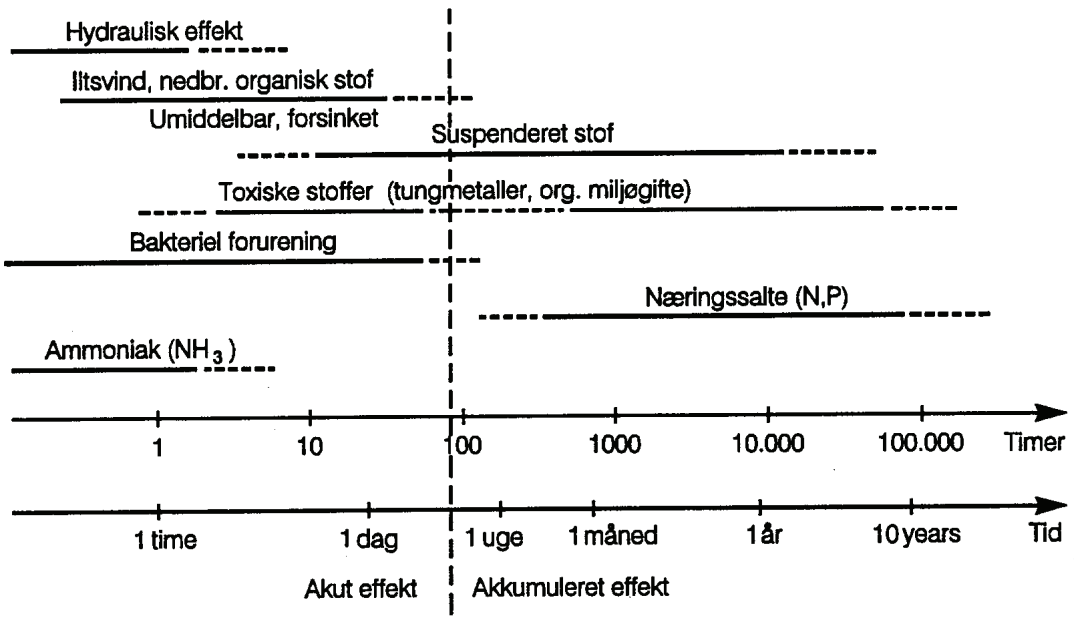
EFFEKT	MERKNAD
Endringer av fysisk karakter	1) Oversvømmelse 2) Erosjon 3) Slamavleiringer i avrenningsfeltet og i resipienten
Oksygensvinn	Effekter på det biologiske systemet, uestetiske forhold og lukt
Eutrofiering (algevekst)	Effekter av næringssalter (N og P), men også organisk stoff i form av eksempelvis stor plante-/algevekst, tilhørende oksygensvinn og uønsket påvirkning av det naturlig forekommende biologiske systemets diversitet og aktivitet
Påvirkning av miljøfremmede stoffer	Effekter (toksisitet) av både tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer
Helsemessig påvirkning	1) Direkte påvirkning av sykdomsfremkallende mikroorganismer og virus 2) Indirekte påvirkning via kontaminerte næringsmidler
Uestetisk uønsket påvirkning	Forårsaket av "synlige" gjenstander, eksempelvis papir og hygieniske artikler

I forhold til de typer av effekter som er nevnt i Tabell 4.2, blir det helt avgjørende å skille mellom følgende to typer av resipienteffekter 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 rensemessige 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 den totale mengden av forurensende utslipp reduseres.

Figur 4.2 illustrerer forskjellen i tidsskala.



Figur 4.2. Tidsskala for resipienteffekter i forbindelse med utslipp av overvann (Hvitved- Jacobsen et al., 1994)

Den hydrauliske effekten (jfr. Tabell 4.2 Endringer av fysisk karakter), er naturligvis knyttet til den enkelte avrenningshendelse og er derfor en akutt effekt. Bortsett fra dette er de stoffene i overvann fra veg som medfører uønsket resipientkvalitet primært av typen som gir akkumulerende effekter.

Følgende effekter er dermed av særlig betydning i forbindelse med overvannsutslipp fra veier og også viktig i forbindelse med etablering av rensetiltak:
- Fysiske effekter (hydrauliske effekter)
- Eutrofiering (effekter av næringssalter)
- Påvirkning av miljøfremmede stoffer
  (effekter av både tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer)

I tillegg til dette og som indirekte inngår i første punktet, kommer fjerning av suspendert stoff. Suspendert stoff kan gi avleiringer i form av sediment. Suspendert stoff er en parameter som både har sammenheng med fordelingen av forurensningsstoffer mellom oppløst og partikulær form, men også i høy grad direkte knyttet til selve renseprosessen.

At det forurensningsmessig er de akkumulerende effekter som har betydning, betyr at rensemessige 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 rensekrav for å redusere en akutt effekt av hvert enkelt utslipp.

Hydraulisk sett skal vi således forholde oss til den enkelte avrenningshendelse, mens stoffmessig er det derimot avrenningsepisoder over et lengre tidsrom som gjelder (vanligvis på årsbasis). Det er dermed forutsatt at de miljøfremmede stoffene (tungmetaller og organisk miljøfremmede stoffer) ikke forekommer i så høye konsentrasjoner at akutte effekter inntreffer. Generelt vil en slik forutsetning være oppfylt med unntak av for eksempel trafikkuhell med utslipp av nevnte stoffer.

De nevnte tidsmessige forhold for resipienteffekt er helt sentrale for dimensjonering av renseanlegg og ved vurdering av oppnådd renseeffekt. Det blir grunnleggende sett uinteressant å fokusere på hvor mye stoff som fjernes ved en enkelthendelse, hvis stoffreduksjonen for de uønskede stoffene ønskes oppnådd på årsbasis. Det kan derfor aksepteres relativt hyppige overskridelser av renseeffektiviteten for visse større nedbørhendelser hvis rensingen for de øvrige hendelser er høy.

Med hensyn til effekten av næringssalter for eutrofiering, er det fosfor som generelt er det begrensende stoffet og som derfor er dimensjonsgivende ved etablering av rensetiltak. Således er for eksempel våte overvannsbasseng utviklet med henblikk på å kunne fjerne fosfor effektivt.

Reduksjon i utslippet av miljøfremmede stoffer i overvann er generelt ønskelig. Antallet av ulike forbindelser er meget stort og stadig økende. Selv om utslippet av disse stoffene ønskes redusert, benyttes disse normalt ikke som dimensjoneringsgrunnlag for rensetiltak, men vurderes som en tilleggseffekt av en fosforreduksjon og en parallell fjerning av partikulært materiale.

Oppsummert vil et rensetiltak bli basert på dets evne til å håndtere den hydrauliske belastningen ved den enkelte avrenningshendelse samtidig med at anlegget dimensjoneres for optimal fjerning av fosfor og partikulært stoff på årsbasis. Øvrig stoffjerning og anleggets øvrige funksjoner bestemmes i forhold til dette.

4.7. 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, PH-Consult 1989, POLMIT 2003). Konsentrasjonsvariasjonen i både tid og rom betyr at det kun vil være mulig å oppgi typiske eller

forventede nivåer. Det vises for øvrig til Statens vegvesen sin rapport om utslippsfaktorer for veg (Statens vegvesen, 2004) (vedlegg 1).

Tabell 4.3. Konsentrasjonsnivåer for utvalgte forurensningsstoffer i overvann fra veg.

Stoff	Høyt nivå mg/l	Lavt nivå mg/l
Suspendert stoff	200	50
Organisk stoff, COD	60	40
Total nitrogen	2,0	0,5
Total fosfor	0,5	0,2
Tungmetaller: - Kobber (Cu) - Bly (Pb) - Sink (Zn) - Kadmium (Cd)	 0,1 0,04 0,3 0,001	 0,01 0,01 0,05 0,0002

De stoffene som er nevnt i Tabell 4.3 anses å være sentrale for karakterisering av overvann. En lang rekke andre forbindelser kan forekomme, ofte i svært varierende konsentrasjoner. En litteraturundersøkelse som omfattet 150 publikasjoner fra perioden 1980 – 2001 viste måleresultater for stoffer i overvann fordelt på 60 metaller og 313 ulike organiske miljøfremmede stoffer (Ledin et al., 2004).

4.8. Karakteristikk av tunnelavløp

4.8.1. Vaskerutiner

De fleste vegtunnelene i Norge vaskes jevnlig, men hyppigheten varierer mye. I Oslo-området vaskes sterkt trafikkerte tunneler 6-12 ganger hvert år; Èn helvask, 5-9 veggvasker og i tillegg 0-3 vasker av tekniske anlegg (Roseth et.al.,2004/2005). Andre sterkt trafikkerte tunneler i Østlandsområdet vaskes 4-5 ganger årlig. For andre deler av landet er det mer varierende vaskerutiner, men også her er det jevnlig vask av sterkt trafikkerte tunneler.

Ved helvask vaskes hele tunnelen, dvs. tak, tekniske anlegg, vegger og vegbane. Ved veggvask vaskes veggene i tunnelen samt at det stadig vanligere utføres spyling av vegbane. Tekniske anlegg omfatter lysrekke i tak, skilting, elektrofilter og nødnisjer.

Vask i tunnel utføres ved at det først påføres såpeblanding (konsentrert såpe + vann) på de skitne flatene. Etter en virketid på noen minutter spyles såpe og skitt av med lavtrykksdyser og avrenningen føres til overvannssystemet i tunnelen.

4.8.2. Vannforbruk, avløpsmengde, varighet

Vannforbruket ved vasking av tunnel vil variere mye avhengig av type vaskeutstyr og ambisjonsnivået for rengjøringen. Statens vegvesen gir råd om tunnelrenhold avhengig av trafikkbelastning, men dette forvaltes på ulik måte i ulike regioner. Vask av tunnelene settes ut i funksjonskontrakter, og vann og såpeforbruk varierer avhengig av kontrakt og hvilken entreprenør som utfører jobben.

I høytrafikkerte tunneller (Oslo/Akershus) har vannforbruket ved veggvask ligget på 20-30 l/m tofeltstunnel og 30-40 l/m trefeltstunnel. Vaskingen er i disse tilfellene utført med lavtrykksdyser. Tidligere ble vaskingen utført med høytrykksdyser og dette gav vesentlig mindre vann. Overgangen fra høytrykks- til lavtrykksdyser på vaskebiler samt rutinemessig vegbaneskylling ved normal veggvask har gitt en kraftig økning i vannforbruket (mer enn fordoblet).

Ved helvask vil vannforbruket bli minst 2 ganger så stort som ved veggvask, dvs. i størrelsesorden 40-70 liter/m tofelts tunnel og 60-90 liter/m trefelts tunnel. For en 4-feltsvei med to tofelts tunnelløp vil dagens vaskepraksis i Østlandsområdet gi et forventet vannforbruk ved helvask på 80 - 140 m3 pr km tunnel. Utslippsmengden fra tunnelvask (via tunnelens overvannssystem) utgjør 75 – 95 % av vannforbruket (vasking med lavtrykksdyser – høyt vannforbruk). Ved bruk av høyttrykksdyser (lavt vannforbruk) ligger utslippsmengden på 50 – 75% av vannforbruket (Roseth og Amundsen, 2003/ Snilsberg et. al, 2002)

4.8.3. Forurensningsstoffer i vaskevann

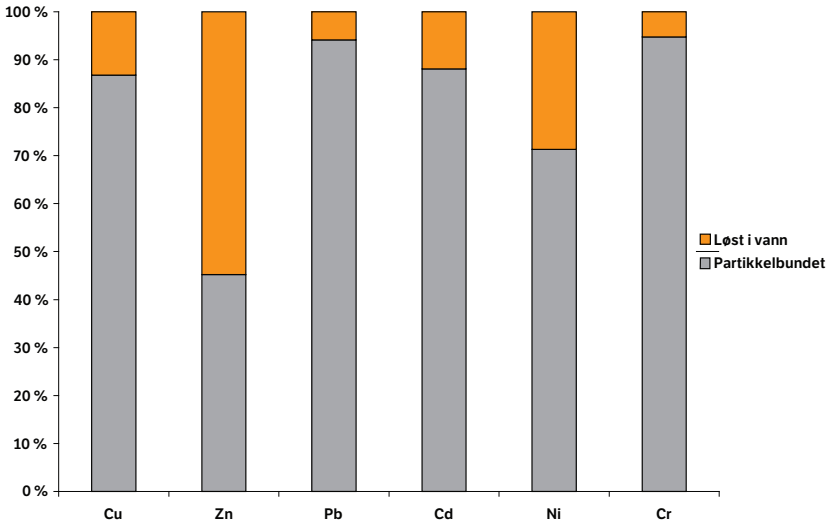
Forurensning i vaskevann fra tunneler er undersøskt i flere norske undersøkelser de siste 10 årene (Roseth et al. 2003). Tabell 4.4 presenterer målt innhold av forurensningskomponenter i vaskevann fra tunnel for nevnte undersøkelser.

Tabell 4.4. Maksimale og minimale konsentrasjoner av forurensningsstofferr i avrenning fra tunnelvask ved følgende tunneler; Ullern, Granfoss, Nes, Valderøy, Ringnes og Røldal i 1995, Nordby i 1997 samt Nordby, Smihagen, Vassum, Granfoss og Hanekleiv i 2000-2003.

		Løst fraksjon		Totalinnhold	
Parameter	**Enhet**	**Min.**	**Maks.**	**Min.**	**Maks.**
Suspendert stoff (mg/l)	mg/l			823	3030
Løst organisk karbon	mg/l	12,6	84,5		596
Surhet, pH		6,7	8,56	7,41	8,88
Konduktivitet	mS/m	45	2490		
Total fosfor	mg/l	0,001	8,68	0,376	8,4
Kadmium	µg/l	i.d.	4,6	0,54	4,2
Krom	µg/l	i.d.	20	8,9	153
Kobber	µg/l	i.d.	85	22,7	681
Nikkel	µg/l	i.d.	24	11,3	140
Bly	µg/l	i.d.	16	4,1	171
Sink	µg/l	i.d.	7560	117	13800
PAH (total)	µg/l	0,04	201*	1,9	3,6

i.d=under deteksjonsgrensen; *uvanlig høyt innhold av løst PAH ble målt i avrenning fra Røldals-tunnelen i 1995.

For vaskevann fra Nordbytunnelen ble det utført analyse av om forurensningskomponentene var løst i vannet eller bundet i partikler (Figur 4.3). Resultatene viste at de fleste av forurensningskompontene i stor grad var bundet til partikler, men at sink for en stor grad var løst.



Figur 4.3. Forholdet mellom løste og partikkelbundne metaller i avrenning fra tunnelvask i Nordbytunnelen mai 2000.

4.8.4. Rengjøringsmidler brukt ved tunnelvask

Fem ulike rengjøringsmidler var i 2004/2005 registrert benyttet til tunnelvask. Alle rengjøringsmidler som brukes til tunnelvask inneholder såpestoffer og evt. løsemidler som kan gi akutte gifteffekter på vannlevende organismer, men disse stoffene kan brytes ned slik at de ikke gir gifteffekter. Mye av de målbare akutte gifteffektene knyttet til vaskevann fra tunneler skyldes høyst sannsynlig såpestoffer. Nedbrytningsforsøk på laboratoriet (20 °C) har vist at gifteffektene av såpekomponenter reduseres kraftig i løpet av en periode på 10 døgn (nedbrytning av overflateaktive stoffer), mens nedbrytningen av organisk stoff derimot var liten. Erfaringene viser at fullstending nedbrytning av organisk stoff i rengjøringsmidler krever lang tid (Roseth og Søvik, 2004/2005).

EU innførte nye regler for vaske- og rengjøringsmidler i 2004 (EC regulation No 648/2004), og disse reglene tas inn i den norske Produktforskriften. De viktigste kravene i de nye reglene er som følger:

- Overflateaktive stoffer (tensider, gifteffekt) skal være fullstendig nedbrytbare (til CO2 og vann)
- Skal gjelde alle typer tensider, også kationiske og amfotære
- De fleste "Bilpleiemidler" omfattes av de nye reglene

4.8.5. Toksisitet og behov for rensing

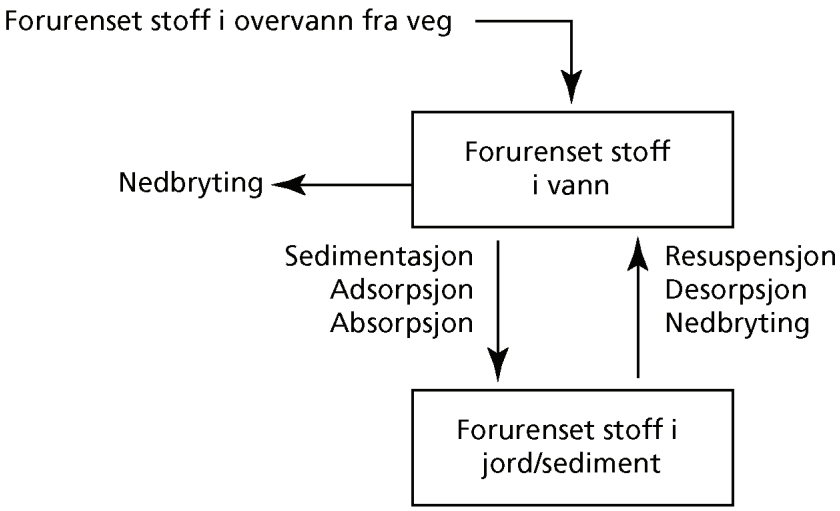
Til forskjell fra overvann fra veg som sjelden er akutt toksisk, har det blitt påvist klare gifteffekter av vaskevann fra tunnel på ørretyngel og bunndyr (Åstebøl og Bækken, 1997). Test av rengjørings-middel har vist akutt giftighet ved lave konsentrasjoner og rengjøringsmidlene er trolig en viktig årsak til giftvirkningen. Med innføringen av de nye reglene for vaskemidler (jfr.kap. 4.6.4) forventes en nedgang i stoffenes giftighet.

Målt innhold av såpestoffer, tungmetaller, tjæreforbindelser og olje i vaskevann fra vegtunneler samt giftighetstester, viser at det er behov for rensing både ved utslipp til vassdrag og ved påslipp til kommunalt avløpsnett. Rensing skal forebygge både akutte og mer langsiktige (akkumulerende) effekter i vassdrag. I flere land i Europa er det vanlig å forbehandle vaskevann fra vegtunneler før påslipp til avløpsnett og kombinere forbehandling og primærrensing ved utslipp til bekker og vassdrag.

5. Rensing av overvann fra veg

5.1. Innledning

Det er kombinasjonen av stofftransport- og stoffomsetning 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 prinsippiell forskjell på om forurensningsstoffer forekommer i oppløst eller partikulær form. Figur 5.1 illustrerer sammenhengen mellom disse forholdene for både vannfase, jord og sediment. Avhengig av det aktuelle rensemessige tiltak, vil forskjellige delprosesser være dominerende.



Figur 5.1. Illustrasjon av transport- og omsetningsprosesser i vann, jord og sediment som er av betydning for rensing av forurensningsstoffer i overvann fra veg.

Ved rensing av overvann er det viktig å skille mellom nedbrytning av stoff og fjerning av stoff. Nedbrytning av stoff foregår generelt ved en biologisk prosess. Således vil nedbrytbart organisk materiale inkludert også en rekke miljøfremmede organiske stoffer, kunne nedbrytes til blant annet karbondioksyd og vann og dermed "forsvinne" ut av systemet. En rekke uorganiske stoffer som tungmetaller og fosfor, brytes ikke ned, men gjenfinnes i annen form og på et annet sted i systemet. Således vil fosfor-holdige stoffer og tungmetaller "forsvinne" fra vannfasen og akkumuleres i enten sediment eller jord. Begrepet "rensing" skal i denne sammenheng oppfattes som fjerning fra vannfasen. Under visse forhold og ofte med mange års mellomrom vil det derfor være nødvendig å fjerne det sediment eller den jord der oppkonsentreringen av de nevnte stoffer har funnet sted. De nevnte forhold er generelle og velkjente fra rensing av husholdningsavløp (kloakk) der det produseres "renset" avløpsvann samtidig med produksjon av en fast fase i form av kloakkslam.

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

5.2. 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

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.

5.3. Fjerning av stoff fra vannfasen

5.3.1. 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 rensetiltak at det etableres muligheter for fjerning av de finkornede fraksjoner ved å kombinere renseprosesser.

Tungmetaller og en rekke organiske mikroforurensninger 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 5.1 angir med bakgrunn i USEPA (1982), tungmetallers ulike binding til suspendert stoff under forhold slik det vil kunne observeres i et moderat tungmetallbelastet resipientsystem. 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 5.1. 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 adsorbert 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

Det bemerkes til Tabell 5.2 at et typisk nivå for suspendert stoff i overvann fra veg ligger i området 50 – 200 mg/l. En vesentlig andel av metallene er derfor bundet til den partikulære fasen.

5.3.2. 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 for eksempel 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 mer kompliserte fordi turbulens i vannfasen kan forekomme. Dette vil medføre at sedimentasjons-hastigheten 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 5.2.

Tabell 5.2. Sedimentasjonshastighet for partikler i følge Stoke`lov. Hastigheten er angitt i m/døgn ved 20 0C.

Partikler (mm)	Egenvekt (g/cm³)	
	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

Basert på verdiene i Tabell 5.2 kan det forventes at sedimentasjonen av sandpartikler og i en viss grad også siltpartikler, kan spille en rolle ved rensing av overvann. Leirpartikler derimot kan kun forventes fjernet ved adsorpsjon (binding til større partikler) og ved en filtrering.

5.3.3. 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.

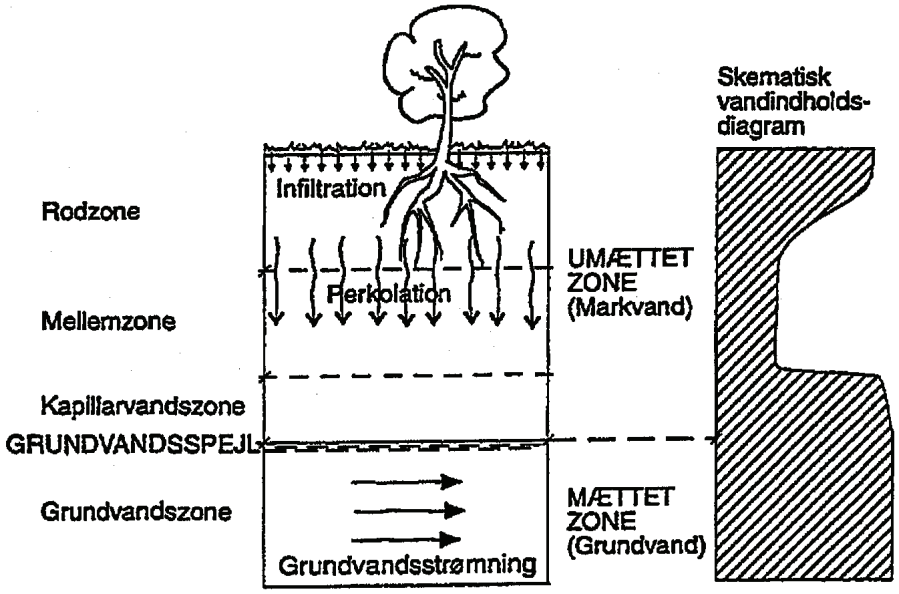
Stoffutvekslingen mellom vannfase og sediment er viktig. Stoffer fra vannfasen vil kunne diffundere inn i sedimentet og bli adsorbert til sedimentpartiklene eller bli biologisk omsatt. Dette gjelder også for oksygen og dermed påvirkes oksygenforholdene (aerob/anaerob tilstand) ved sedimentet.

5.4. Fjerning av stoffer 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, herunder også miljøfremmede organiske forbindelser.

5.4.1. Infiltrasjon i jord

Figur 5.2 viser inndelingen av et jordprofil i to soner; en umettet og en mettet sone. I den mettede sone er hele jordens porevolum vannfyllt, 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 primært knyttet til den umettede sonen.



Figur 5.2. Vannbevegelse i jord (etter Mikkelsen og Jacobsen, 1993).

Jordpartiklenes 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 jordpartiklenes 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 5.3 er slike egenskaper sammenstilt for noen vanlige jordarter.

Tabell 5.3. Vanlige verdier for fysiske parametre for utvalgte jordarter. Den effektive porøsitet omfatter den del av porevolumet som er tilgjengelig for vanntransport (FHWA, 1996).

Jordart (mm/t)	Kornstørrelse (mm)	Porøsitet (%)	Effektiv porøsitet (%)	Hydraulisk ledningsevne K s,
Grus	2-60	25-35	25-35	$4x10^{3}$ - 4x105
Sand	0,06-2	25-40	10-30	40 - 4x104
Silt	0,002-0,06	50-60	0-10	4x10-3 - 40
Leir	< 0,002	50-60	ca. 0	< 4x10-3

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. Tabell 5.3). Såfremt infiltrasjonen i jord skjer under forhold der den frie vanndybde på jordoverflaten er liten, blir den hydrauliske ledningsevnen et mål for jordas evne (oppgitt som strømningshastighet) for transport av

vann ved hjelp av tyngdekraften. Ks-verdien får således en sentral betydning ved dimensjonering av infiltrasjonsanlegg.

5.4.2. 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 (NaCl) derimot bindes ikke i jord på grunn av Na-ionenes forholdsvis lave positive ladning.

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 (Cl-) og nitrat (NO3-), vil ikke bindes i jord, men blir transportert med vannet gjennom jordmassen.

5.4.3. 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.

5.5. Oppsummering

Som det fremgår av kap. 5 vil det i renseløsninger for overvann forekomme en lang rekke prosesser som på en integrert måte bidrar til den samlede rensing i form av både nedbrytning av stoff og stoffjerning ved (midlertidig) akkumulering i renseanlegget. Grunnleggende sett er det et komplekst og integrert samspill mellom fysiske, kjemiske, fysisk-kjemiske og biologiske prosesser som bestemmer en gitt metodes brukbarhet. Oppgaven blir å utnytte kunnskapen om disse styrende prosesser til å designe det mest hensiktsmessige tiltaket under gitte betingelser.

Det er de konkrete betingelser en gitt renseløsning skal fungere under, som til enhver tid bestemmer hvilken løsning som i den aktuelle situasjonen anses for å være mest hensiktsmessig. Er det for eksempel rikelig med areal til rådighet for plassering av anlegget, vil det være rom for en våtmark med liten vanndybde. Er arealet mer begrenset vil et volummesig mer kompakt anlegg i form av et vått overvannsbasseng være mer hensiktsmessig. Er det tilgjengelige areal enda mer begrenset,

vil det være behov for en teknisk løsning som utnytter en gitt teknologi på en intensiv måte i form av eksempelvis kjemikaliedosering og pumping av vannstrømmen.

På basis av kunnskapen om de styrende prosesser for rensing, vil det grunnleggende sett være mulig å designe hver av de nevnte 3 rensemetoder til å oppnå èn og samme rensegrad. Forskjellene ligger således ikke nødvendigvis i en forskjell i renseeffekt men i de betingelser de enkelte metoder skal fungere under, eksempelvis at kravet til rensing ikke harmonerer med tilgjengelige arealer. Kravet til areal var utgangspunktet i de tre renseprosessene, men forskjellene i eksempelvis anleggsøkonomi, driftsforhold og landskapstilpasning vil kunne bestemme hvilken løsning som totalt sett bør anbefales.

Det avgjørende for oppnåelse av et velfungerende renseanlegg, er at planleggeren forstår mangfoldigheten i problemstillingen og evner å utnytte hele arsenalet av prosessforståelse i samspill med de ytre betingelsenes innvirkning på utformingen av det aktuelle anlegget.

6. Rensemetoder – dimensjonering og anleggsteknisk utforming

6.1. Innledning – generelle prinsipper

Kapitlet omhandler metoder som kan anvendes i forbindelse med rensing av overvann fra veger. Metodene er utvalgt etter situasjoner der store vannmengder generert på kort tid inneholder forurensningsstoffer i lave, men ikke nødvendigvis i tilstrekkelig lave konsentrasjoner. De beskrevne metoder er således ikke bare brukbare i forbindelse med vegavrenning, men vil også kunne anvendes ved rensing av overvann fra byområder herunder vann fra tak, gater og plasser.

Det er i utvalget og behandlingen av metoder lagt vekt på de "naturbaserte" ("lavteknologiske") metoder samt metoder som kan oppfattes som modifiserte utgaver.

I omtalen av rensemetoder er det lagt særlig vekt på å beskrive anleggsprinsippet, dimensjoneringsmetodene samt oppnådd rensegrad. Det er også i den forbindelse lagt vekt på å beskrive den nødvendige prosesstekniske bakgrunn på en kortfattet måte.

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 rensetiltak. 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 forholdvis 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.

6.1.1. Oversikt over rensemetoder

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 overordnede prinsipp for valg av metoder er i dette kapitlet skjedd med henblikk på håndteringen av vegvann ved anvendelse av de såkalte "lavteknologiske" metoder:

1. Tørt overvannsbasseng: Anlegg som primært retter seg mot (midlertidig) tilbakeholdelse av de tilførte vannmengder
2. Vått overvannsbasseng: Anlegg med et sjølignende utseende som (midlertidig) tilbakeholder og samtidig renser tilført overvann
3. Infiltrasjon: Metode hvor rensing skjer under transporten i et jordmedie
4. Perkolasjonsmagasin (lukket infiltrasjon): Et magasin i jorda hvor det ved filtrering, stofftilbakeholdelse og -omsetning skjer rensing av tilført overvann
5. Våtmark: Arealer med varierende og vanligvis små vanndybder hvor tilbakeholdelse av stoff vil finne sted
6. Vegetative systemer: Overflate-transportsystemer for tilført overvann i form av eksempelvis grøfter og områder med lite fall hvor tilbakeholdelse av stoff samtidig finner sted

7. Filterløsninger
8. Tekniske rensemetoder
9. Rensemetoder for forbehandling
10. Rensemetoder for tunnelavløp

Det vil være forholdene i den aktuelle situasjon som er bestemmende for både valg av prinsipp og den konkrete utforming.

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 renseprinsipper vil det derfor være mulig å velge en utforming og et rensekonsept som på best mulig måte oppfyller spesifikke krav samt lokale forutsetninger. En bestemt metode er derfor som rensetiltak absolutt sett ikke enten god eller dårlig.

6.1.2. Renseeffekt

Det er i litteraturen om rensing av overvann benyttet ulike definisjoner på renseeffekt (ASCE & USEPA, 1999). I prinsippet er det derfor ofte vanskelig både å identifisere oppgitte verdier riktig (på grunn av manglende forklaring) og å sammenligne forskjellige metoder.

I denne veiledningen er begrepet renseeffekt primært anvendelig for metoder der vannmengden tilført anlegget er tilnærmet lik utløpet fra anlegget. Det vil si anleggstyper der tap i form av fordampning, infiltrasjon etc forventes å være relativt ubetydelig. Under disse forhold er renseeffekten (rensegraden) definert som:

$$\text{Renseeffekt} = 100\ (C_{inn} - C_{ut})/C_{inn}$$

Renseffekt = mål på anleggets effektivitet for fjerning av stoff (%)
C_{inn} = innløpskonsentrasjon for et forurensende stoff (mg/l)
C_{ut} = utløpskonsentrasjon for et forurensende stoff (mg/l)

Når begrepet renseeffekt benyttes i en situasjon der vanmengden inn tilnærmet er lik vannmengden ut av et anlegg, er renseeffekten ikke bare dekkende for den konsentrasjonsmessige stoffreduksjonen, men også for reduksjonen i stoffmengden. Bruk av begrepet renseeffekt på eksempelvis en våtmark eller et vegetativt system er tilsvarende ikke entydig på grunn av infiltrasjon og fordampning.

Det bemerkes videre at Cinn oppgis som en stasjonsmiddelkonsentrasjon (SMK-verdi). På grunn av den innblandingen som normalt finner sted i et anlegg er det ikke mulig på tilsvarende måte å bestemme konsentrasjonen i utløpet relatert til en bestemt avrenningsepisode. Den typiske utløpskonsentrasjonen blir derfor et mål på anleggets gjennomsnitlige funksjon for et gitt antall episoder.

Det er velkjent at rensing ved lave innløpskonsentrasjoner ikke vil kunne resultere i samme høye rensegrad som ved høyere innløpskonsentrasjoner. En analyse av et større antall data for innløps- og utløpskonsentrasjoner for anlegg for rensing av overvann fra veger, konkluderer med at særlig større våte overvannsbassenger og sandfilteranlegg uavhengig av innløpskonsentrasjonens størrelse gir tilnærmet konstant utløpskonsentrasjon (Barret, 2005).

De oppførte renseeffekter i denne veiledningen relaterer seg til typiske konsentrasjoner for overvann fra veg. For lite forurenset overvann kan det derimot ikke forventes at de oppgitte verdier oppnås.

6.2. Tørt overvannsbasseng

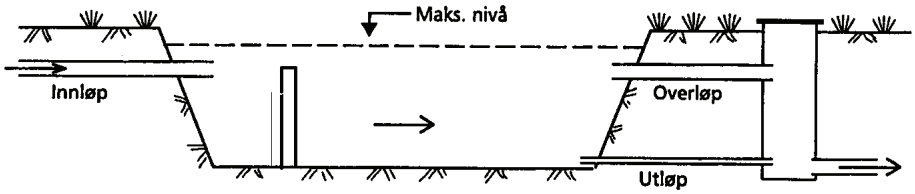
Formålet med et tørt overvannsbasseng er primært å redusere risikoen for oversvømmelse og/eller begrense flompåvirkning i resipinten. Bassenget fungerer ved at avrenningen fordrøyes/forsinkes. I tillegg vil det på grunn av sedimentasjonen kunne skje en viss tilbakeholdelse av stoff i bassenget.

6.2.1. 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 (Figur 6.1).

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 6.1. Prinsippskisse av et overvannsbasseng.

6.2.2. 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.

6.2.3. Utforming og dimensjonering

Fastsettelse av bassengvolum
Fastsettelse av overvannsbassengets magasineringsvolum kan skje ut fra forskjellige valgte kriterier. Magasineringsvolumet utgjør det volum av tilført overvann som kan magasineres opp til høyeste vannspeilnivå. Følgende utgangspunkt for dimensjonering kan anvendes med henblikk på rensing:

- 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. I USA anbefales et ”Water Quality Volume” (WQV) på 13 mm. Under “typiske” vest- og nordeuropeiske forhold kan det forventes at x er mindre enn 13 mm, i størrelsesorden 8 – 12 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 tømmingen av bassenget skjer på en styrt måte. Utforming av utløpsarrangement er kjent og vil ikke bli omtalt her. Av hensyn til både renseprosesser og tømming av bassenget før neste avrenningsepisode, anbefales at tømmingstiden for et fyllt basseng er 1-2 døgn eller på en resipientmessig akseptabel belastning.

Av andre aktuelle anbefalinger kan følgende nevnes:
- Av hensyn til sikkerheten rundt bassenget anbefales inngjerding eller skrånende sidekanter og ikke for stor dybe i bassenget, eksempelvis 1-1,5 m
- Av hensyn til rensingen anbefales rolig langsgående strømning 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.

Ved akutte utslipp vil avrenning til bassenget gi mulighet for oppsamling av forurensningen før utslipp til resipienten. Dette forutsetter at utløpet kan stenges og at dette utføres raskt etter uhellet. Bassenget vil være et egnet sted for sanering og fjerning av forurensningen. I tilfelle der risiko for akuttutslipp skal ivaretas bør bassenget forsynes med stengeanordning.

6.2.4. 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.

6.2.5. 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 6.1 oppgitte renseeffekter representerer teoretisk maksimale nivåer. Normalt forventes at rensegraden er vesentlig lavere. Metoden har lavere renseeffekt enn f.eks. vått overvannsbasseng og metoden bør ikke benyttes når det er ønskelig med høy renseeffekt. Metoden er primært et fordrøyningstiltak.

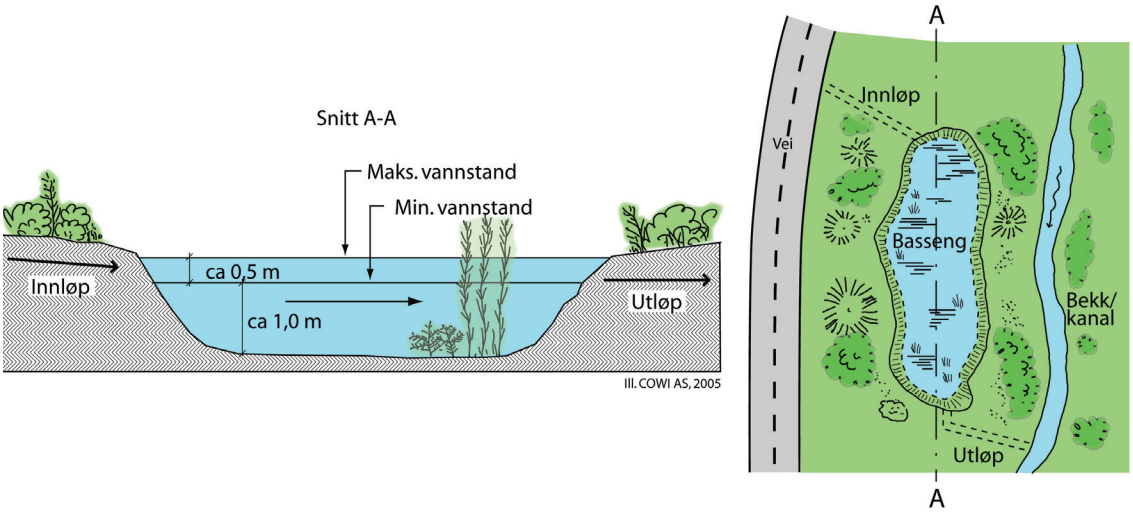
Tabell 6.1. Teoretisk maksimale nivåer for renseeffekt (%) i overvannsbasseng.

Stoff	Oppholdstid (døgn)	
	1/2	2
Suspendert stoff	70	90
Fosfor	40	50
Nitrogen	30	40
Bly (Pb)	70	90
Kobber (Cu) og sink (Zn)	40	50

6.3. Vått overvannsbasseng

6.3.1. Prinsipp

Et vått overvannsbasseng er i prinsippet det samme som et overvannsbasseng (kap. 6.2), men utformingen er basert på et permanent vannvolum. Dermed har det våte overvannsbassenget et sjølignende 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 ut, er renset under oppholdet i bassenget. Figur 6.2 viser prinsippet for et vått overvannsbasseng.



Figur 6.2. Prinsippskisse av et vått overvannsbasseng med horisontal gjennomstrømning (snitt/plan) (Illustrasjon: COWI AS).

Følgende prosesser er av særlig betydning for rensingen av vannet i et vått overvannsbasseng (Groforth et al., 1983):

- Sedimentasjon av partikulært materiale etterfulgt av en akkumulering av stoff i bunnsedimentet
- Opptak av stoff (oppløst stoff) i plantebiomassen
- Adsorpsjon (binding) av stoff (finpartikulært og kolloid materiale) på de faste overflater – suspenderte partikler, planter og bunnsediment

Selv om sedimentasjonsprosessen er viktig for tilbakeholdelsen av stoff, er det grunnleggende også et potensiale for å fjerne både oppløst og kolloid materiale i et vått overvannsbasseng.

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 opprensking.

6.3.2. 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:

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

der: C = stoffkonsentrasjon til tiden t (mg/l)
C_0 = stoffkonsentrasjon i innkommet overvann (mg/l)
t = oppholdstiden (d)
k = en 1'ordens rensehastighet

oppløst fosfor:	$k = 0{,}1\ d^{-1}$
partikulært fosfor:	$k = 0{,}35\ d^{-1}$
suspendert stoff:	$k = 0{,}5\ d^{-1}$

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.

6.3.3. Prinsipper for utforming og dimensjonering

Volumet i et vått overvannsbasseng er den helt grunnleggende designparameter. Bassengvolumet består av et tørrværsvolum (minimum/permanent vannvolum) og et magasineringsvolum som utgjør det volum av tilført overvann som kan magasineres mellom høyeste og laveste vannspeilnivå (jfr. Figur 6.2). Med hensyn til rensingen vil det i praksis forekomme et samspill mellom dette "magasineringsvolumet" og "tørrværsvolumet". Bassengets samlede volum utgjøres altså av disse delvolumer.

Det foreligger 4 typer dimensjoneringsprinsipper for bestemmelse av bassengvolum både svært enkle og datamessig mer krevende metoder. Metodene er kort beskrevet i det etterfølgende.

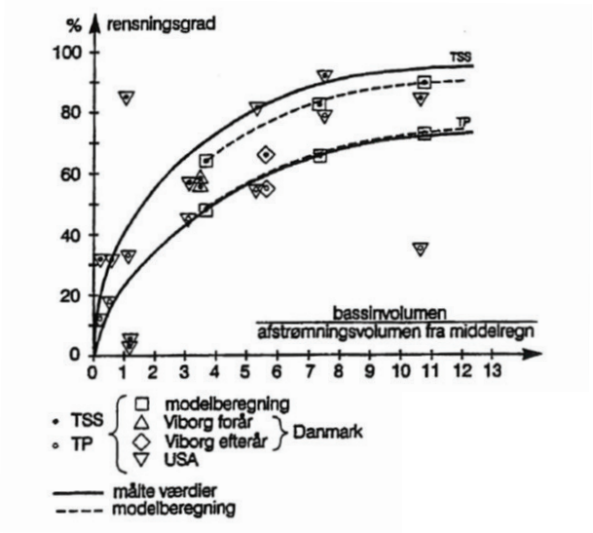
Metode 1: Arealforhold
Dimensjoneringsprinsippet er enkelt ved at det baserer seg på en empirisk kunnskap om en akseptabel arealbelastning uttrykt som et bassengareal i forhold til nedbørfeltets (avrenningsfeltets) reduserte areal (1 ha redusert areal = 1 ha areal med avrenningskoeffisient lik 1,0) (Pettersson et al., 1999).

Erfaringer bl.a. basert på en lang rekke målinger utført av Pettersson et al. (1999) har vist at en optimal oppnåelig rensegrad i grunne våte overvannsbasseng, vil svare til et arealforhold på 200 – 250 m2 /red. ha, dvs. et bassengareal på 2-2,5 % av det bidragende reduserte nedbørfeltarealet. Bassengdybden er ca 1,2 m ved tørrvær. Denne erfaringen gjelder sentrale stoffer som TSS, P, N, Pb, Zn og Cu. Arealforhold helt ned til 0,3 – 0,4 % av nedbørfeltet vil bidra til rensing, men riktignok i mindre omfang.

Metode 2: Middelregnmetoden

Prinsippet i dimensjoneringen bygger på kjennskap til størrelsen av et middelregn i det aktuelle området. Basert på kunnskap om renseeffekter fra andre nedbørfelt, er det mulig å sammenligne og dermed sette opp en empirisk sammenheng mellom bassengvolum, middelregn og renseeffekt (USEPA, 1986; Hvitved-Jacobsen et al. 1987; Hvitved-Jacobsen et al., 1994).

I Figur 6.3 er dette dimensjoneringsprinsippet illustrert. Det er basert på at rensegraden i et antall bassenger er kjent og at dataene er formulert i form av en sammenheng mellom rensegrad og forholdet n=V/v, der V er tørrværsvolumet i bassenget og v er volumet av en avrenningshendelse for et middelregn i det aktuelle området. Tallet n er å betrakte som et dimensjonsløst bassengvolum. Dimensjoneringen skjer ved at man for et utvalgt stoff som er sentral for problemstillingen (ofte TSS eller P), bestemmer ønsket rensegrad og med dette som utgangspunkt bestemmer n= V/v. Med kjennskap til lokalregnet (middelvolumet, v) kan man følgelig bestemme bassengvolumet V (= tørrværsvolumet).



Figur 6.3. Prinsipp for bestemmelse av volumet V i et vått overvannsbasseng.

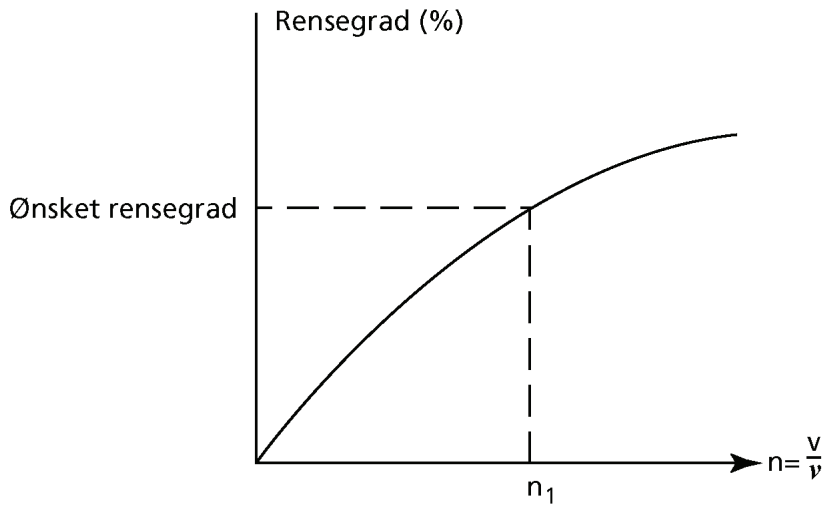
Figur 6.4 viser hvorledes prinsippet i Figur 6.3 manifesterer seg for stoffgruppene TSS og total P basert på målinger i våte overvannsbasseng i USA og Danmark. Det fremgår av figuren at det oppnås øket rensegrad med stigende verdi av n=V/v, og at det er en tendens til at det ved verdier >8-10 ikke vil oppnås ytterligere renseeffekt. Resultatene angir således at ca 90% rensing av TSS og ca 70% rensing av tot. P er oppnåelig, men som i praksis ikke vil kunne økes ytterligere. Disse resultatene er i god overrensstemmelse med erfaringene for metode 1 (arealforholdet).

Eksempel på bruk av metoden:

Ønsker man eksempelvis en dimensjonering som svarer til 60% rensing av tot. P, fremgår det av Figur 6.4 at n=6,5 (tilsvarer 85% rensing av suspendert stoff (TSS)). For Oslo (nedbørstasjon Øvrevoll) og Vestfold (nedbørstasjon Torp) er middelregnet henholdsvis 3,6 mm og 4,5 mm (= 36 og 45 m3 pr redusert ha). Beregnet bassengvolum (tørrværsvolum) blir:
Oslo: v = 6,5x36 = 235 m^3 pr red. ha
Vestfold: v =6,5x45 = 290 m^3 pr red. ha

Definisjonen av en regnhendelse som grunnlag for beregning av middelregnet er at regnhendelsen er >0,4 mm og at oppholdet mellom to regnhendelser er minimum 1 time.

Nedbørdata er tilgjengelig fra DNMI`s stasjonsnett for korttids nedbørmålinger.



Figur 6.4. Rensegrader for suspendert stoff (TSS) og totalt fosfor (TP) i våte overvannsbasseng i Danmark og USA som funksjon av forholdet mellom bassengvolum og avrenningsvolum ved et middelregn (n = V/v), (USEPA, 1986; Hvitved-Jacobsen et al., 1987; Hvitved-Jacobsen et al., 1994).

Metode 3: Tørrværsperiodens lengde

Tørrværsperiodens lengde og ikke regnets varighet, er av avgjørende betydning for renseeffekten. Ved i prinsippet å snu opp ned på den tradisjonelle analysemetoden for en historisk regnserie og med kjennskap til renseprosessenes varighet, er det mulig å bestemme bassengvolumets størrelse (Hvitved-Jacobsen and Yousef, 1988; Hvitved-Jacobsen, 1990; Hvitved-Jacobsen et al., 1994).

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.

Metoden forutsetter en statistisk analyse av en lokal korttids nedbørserie og må utføres med egnet analyseverktøy. For Vestfold (nedbørstasjon Torp) vil metoden med et gjentaksintervall på 3-4 måneder for overskridelse, gi et bassengvolum på ca. 350 m3 pr. redusert ha nedbørfelt.

Bassengvolum ved metode 3 = tørrværsvolumet + 0,5 x magasineringsvolumet

Dimensjonerende volum er således høyere enn volumet basert på metode 2.

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

Metode 4: Prosessdesign

Prinsippet bygger på simulering med en forholdsvis enkel stofftransportmodell for det våte overvannsbassenget med et datakrav tilsvarende en nedbørfeltbeskrivelse, en historisk regnserie, kjennskap til innløpskonsentrasjonen eller variasjonsintervallet for det aktuelle forurensningsstoffet samt et enkelt prosessuttrykk for rensingen i bassenget. Som utgangspunkt for modellsimuleringen

benyttes et bassengvolum bestemt ved èn av metodene 1-3 og metode 4 gjentas inntil en ønsket/ optimal rensegrad er oppnådd (Hvitved-Jacobsen et al., 1994).

Metoden for prosessdesign bygger på en enkel hydraulisk og kjemisk-biologisk forståelse av et vått overvannsbassengs oppførsel under regn og tørrvær. Prinsippet bygger på velkjent teknisk-vitenskapelig prinsipp og kan derfor utbygges videre i takt med at ny kunnskap fremkommer. Ved denne metoden bestemmes det totale bassengvolum (tørrværsvolum + magasineringsvolum).

Modellmessig vil man med en eksisterende kunnskap benytte det prosessuttrykk for rensing som er oppført i formel II. Prinsippet er at denne formelen bygges inn i en modell av et vått overvannsbasseng (vanligvis en modellbeskrivelse utarbeidet for formålet) ved at den enkelte regnhendelse i en regnserie rutes inn i bassenget. Av hensyn til beskrivelsen av "langsgjennomstrømning" i bassenget, vil det være modellmessig hensiktsmessig å inndele dette i eksempelvis 3 like deler (kammer) der hvert delvolum er fullt oppblandet. Rensingen simuleres med gitt formel ved at det settes opp massebalanser for både vann og stoff i bassenget. Disse balansene kan beskrives for hver avrenningshendelse, men det er den akkumulerte tilførsel av stoff minus det akkumulerte utløp av stoff, for et helt år, som bestemmer rensegraden. Utgangspunktet er at forurensningsstoffene antas å resultere i akkumulerende effekter i resipienten. Modellsimulering for den enkelte avrenningshendelse skjer med en startkonsentrasjon, C0, i hver av de valgte kamrene. Disse verdiene er resultatet av den vektede blandingskonsentrasjonen mellom sluttkonsentrasjon fra den foregående tørrværsperiode og konsentrasjonen i innløpet til det enkelte kammer. Hvis ønskelig behøver ikke innløpskonsentrasjonen å være konstant, men kan genereres ut fra en gitt statistisk (log-normal) fordeling med fastlagt medianverdi og spredning.

Anvendelse av metode 4 er i prinsippet en simulering/analyse av bassengfunksjonen mht. rensing. Metoden foutsetter som nevnt at det fra start er bestemt et volum med utgangspunkt i èn av metodene 1-3. Resultatet av en enkelt gjennomregning med modellen foretatt med en regnserie, er gitt i form av den etterfølgende vurdering av om det bestemte volum skal økes eller reduseres eller om simuleringen gir et renseresultat som anses for akseptabelt. Metode 4 er således i prinsippet et iterativt dimensjoneringsprinsipp med en innebygget stor fleksibilitet som også gir brukeren mulighet for analyse av bassengvolumets betydning for rensingen i den aktuelle situasjonen.

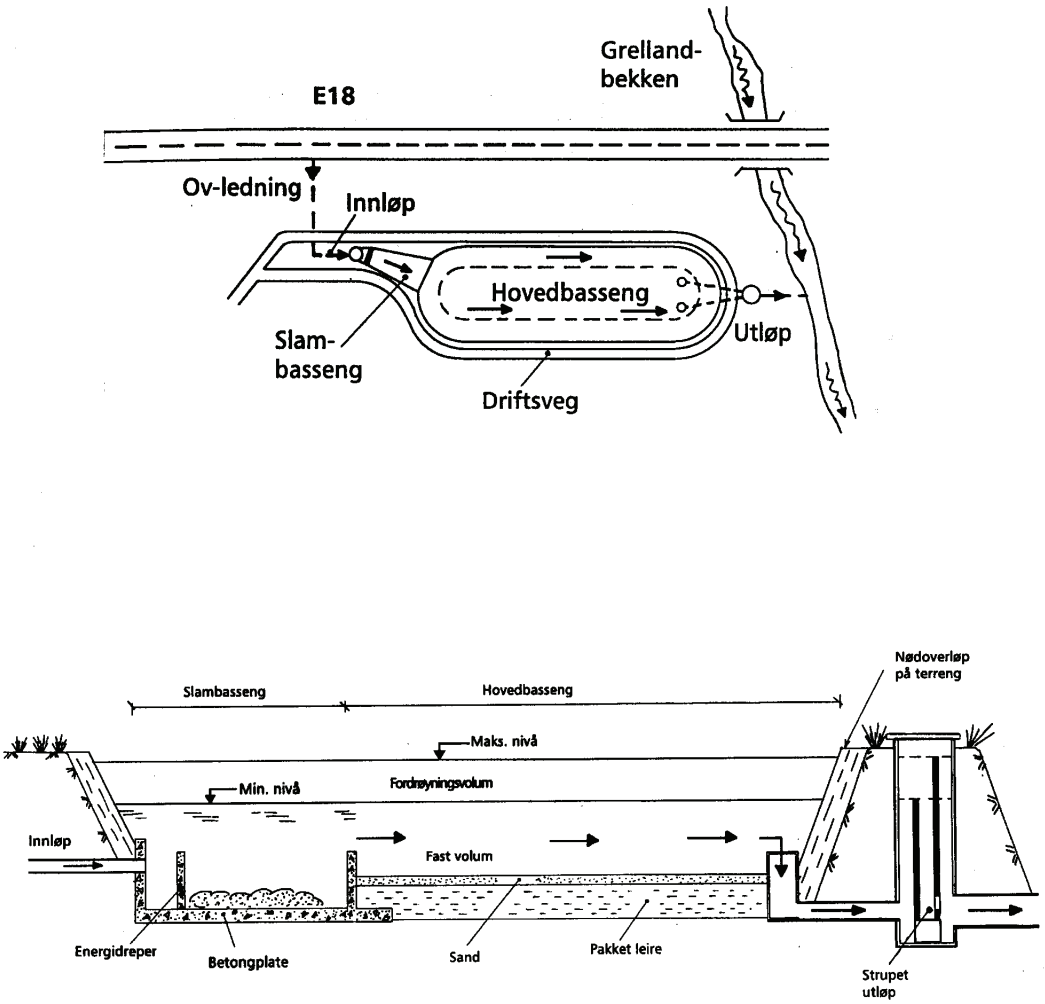
6.3.4. Utforming av våte overvannsbassenger

Det ligger en lang rekke prosessmessige hensyn og overveielser bak de forhold som bestemmer utformingen av et vått basseng. Selv om et slikt basseng i prinsippet er enkelt, forutsetter det grundighet i utformingen slik at det kan håndtere hele spekteret av avrenningssituasjoner.

Volumet er den basale dimensjonsgivende størrelse for et vått basseng, men uten at det tas hensyn til en rekke forhold vedrørende utforming oppnås ikke den forventede rensegrad. Rekken av hensyn er lang og blir derfor i denne forbindelse kort omtalt (Hvitved-Jacobsen, 1990) (fig.6.5–6.8):

- Vanndybdeforhold og herunder hensynet til opprettholdelse av en viss minimumsverdi av oksygen samt forhold vedrørende erosjon og resuspensjon av bunnsedimentet.
- 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 oksygenkonsentrajon 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).
- For å sikre en stabil rensing ved akkumulering på bunnen, må det for å unngå erosjon og resuspensjon av bunnmaterialet, sikres en minimumsdybde under tørrvær.

- Etablering av en forsedimentering ved innløpet til bassenget for å tilbakeholde sand og grus fra avrenningsfeltet. Innløpet må ha en energidreper for å unngå erosjon/turbulens (f.eks. plassere et betongsvin foran innløpet). Større partikler primært sandpartikler, kan fjernes i et forsedimenteringsbasseng (slambasseng) før de når selve overvannsbassenget. Slike sandavleiringer må kunne fjernes enkelt 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/sxha resultere i et overflatebehov for sandfanget på 20 m^2/ha og en dybde på 1,2 – 1,5 m. Oppholdstiden i forsedimenteringsdelen ved dimensjonsgivende vannføring, bør være 3-5 minutter, (Metcalf & Eddy, 2003). Forsedimenteringsdelen kan med fordel integreres sammen med hovedbassenget (Figur 6.5/6.6, jfr. kap. 6.10 Rensemetoder for forbehandling)
- Avrenning fra terreng utenfor veianlegget må unngås ledet inn i veiens overvannssystem ved bruk av avskjærende grøfter. Terrengvann fra skog er rent og skal defor ikke blandes med veivannet. Hvis forurenset overvann fra andre urbane flater ledes sammen med veivann for felles rensing, må anlegget dimensjoneres for det totale tilrenningsarealet.
- Veigrøfter må utformes med tette masser for å oppnå en god oppsamling og bortledning av overvannet til nedløpskummer. Det må utføres god tetting rundt kummer, lysmaster og andre installasjoner i grøft for å unngå ukontrollet punktnedløp/infiltrasjon langs fundamentet. Det er mange eksempler å at oppsamlingen av overvann i overvannssystemet er liten på grunn av dårlig utforming av grøftene.
- For å takle vintersituasjonen med islegging i bassenget og for å sikre passasje for vannet under isen, bør inn- og utløpet legges dykket. Dykket utløp har også den fordelen at bassenget fungere som oljeavskiller ved akutte utslipp.
- Konstruksjonen bør lages så enkel som mulig slik at det er minimalt behov for ettersyn og at anlegget er enkelt tilgjengelig for vedlikehold (slamfjerning).
- Fordrøyningsvolumet i bassenget dimensjoneres i forhold til utløpskapsiteten fra bassenget. Utløpet må tilpasses kapasitetn i mottakende resipeint eller ledningsnett. Ved utløp til resipient bør man ta utgangspunkt en dimensjonering basert på at utløpet til resipienten ikke skal overskride den naturlige flomavrenningen i området.
- Anlegget bør utformes med overløp/flomveier for å kunne takle ekstreme avrenningsforhold.



Figur 6.5. Prinsippskisse av vått overvannsbasseng (plan/snitt) bygd i forbindelse med E18 i Vestfold og E6 i Oslo/Akershus.

Figur 6.6. Vått overvannsbasseng under bygging i et kryssområde på E6 i Akershus. Slamdelen (forbehandlingen) er integrert i hovedbassenget og bygges med betongplate på bunnen for å lette slamfjerningen.

Figur 6.7. Vått overvannsbasseng under bygging i et kryssområde på E6 i Akershus. Slamdelen (forbehandlingen) er avgrenset fra hovedbassenget med en lav terskel/voll. Det er støpt betongplate på bunnen for å lette slamfjerningen. Energidreper er bygget rundt innløpet (til venstre). Vegetasjon er plantet i vannlinja.

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 strømning 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 for å oppnå et permanent vannspeil (unngå uønsket infiltrasjon). Erfaringsmessig har det vist seg vanskelig å oppnå god tetting med leire. Bruk av leire krever god leirkvalitet og stor nøyaktighet ved utlegging av massen.
- Det kan eventuelt legges et tynt sandlag på bunnen som kan virke som rotfeste for planter.
- Beplantning av bassenget av hensyn til eutrofiering, stoffjerningen og etablering av et "naturlig" miljø.

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 bunnnære vannmasser samt øker bassengets rekreasjonsverdi. Dessuten betyr rotfestede planter vanligvis at mengden av svevende alger reduseres på grunn av konkurranse.

Oversiktsmessig vil det være følgende hovedårsaker for å etablere vegetasjon i våte overvannsbassenger:

1. Bunnvegetasjonen vil fremme tilførselen av oksygen til de bunnære vannmasser
2. Bunnvegetasjonen fremmer rolige strømningsforhold ved bunnen og øker dermed betingelsene for rensing ved sedimentasjon.
3. Plantebiomasse utgjør et rensende element ved stoffopptak og adsorpsjon samt ved å etablere feste for biofilm.
4. Rotfestede planter vil konkurrere med svevende alger og trådalger om næringssalter og vil dermed redusere et vesentlig synlig element av eutrofiering.
5. Planter utgjør generelt et rekreativt element i forbindelse med etablering av overvannsbasseng.

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.

Utforming av inn- og utløp

Av hensyn til minsket erosjon og øket mulighet for sedimentasjon, bør innløpet være utformet slik at det opptar en vesentlig del av energien i innløpsvannet, eksempelvis ved at vannet passer et steinarrangement, betongsvin etc.

Utløp og overløp fra et basseng skal styres for å unngå uønsket hydraulisk belastning (flompåvirkning) i nedstrøms liggende resipient. Likeså skal styringen av utløpet sikre den nødvendige oppholdstiden for vannet i bassenget.

Ved akutte utslipp vil avrenning til bassenget gi mulighet for oppsamling av forurensningen før utslipp til resipienten. Dette forutsetter at utløpet kan stenges og at dette utføres raskt etter uhellet. Bassenget vil være en egnet sted for sanering og fjerning av forurensningen. I tilfeller der risiko for akuttutslipp skal ivaretas særskilt bør bassenget forsynes med stengeanordning.

Et vått overvannsbasseng er grunnleggende designet for rensing. Ikke desto mindre har et vått basseng på grunn av den sjølignende utseende, et potensiale for å bidra positivt som landskapselement (Figur 6.8) (Åstebøl and Hvitved-Jacobsen, 2004).

Figur 6.8. Et vått overvannsbasseng innpasset i et veganlegg på Fornebu (Foto: COWI AS).

6.3.5. 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 (kfr. kap. 7.4).

6.3.6. 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 (slambassenget) 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 opprensking må forventes å inneholde vesentlige mengder av tungmetaller og andre miljøgifter.

- I meget produktive bassenger kan regelmessig fjerning av noe plantemateriale være nødvendig.
- Det regelmessige driftstilsyn kan eksempelvis omfatte følgende:
- At uønsket erosjon ikke forekommer
- At inn- og utløp fungerer som ønsket
- At overløpsfuknsjonen er inntakt og
- At avfall, sediment etc ikke forekommer i uønsket mengde og ikke forhindrer vannets frie løp

Erfaringsmessig har det vært liten eller ingen systematisk oppfølging av de overvannsbassenget som er bygget. Det er viktig for bassengenes fremtidige funksjon at driftsoppfølgingen planlegges og organiseres under planleggingen av tiltakene.

6.3.7. Erfaringer og renseeffekter

Det er generelt mye erfaring med bruk av våte bassenger. Primært er disse erfaringene oppnådd i USA og Vest- og Mellomeuropa. Erfaringene fra kaldt klima er av et mindre omfang, men i Norge er det nylig utført sammenhengende målinger i våte overvannsbasseng for E6 Skullerudkrysset i Oslo (Åstebøl og Coward, 2004) og E18 Nygård i Vestfold (Bækken et al, 2005). I Tabell 6.2 er resultater fra Skullerud sammenholdt med internasjonale erfaringer for rensegrad i veldimensjonerte overvannsbasseng. Resultaene viser at rensegraden i Skullerudbassenget ligger helt på høyde med de internasjonale erfaringer. Det var normalt vinterklima i måleperioden (30 cm tykk is).

Tabel 6.2. Årsmiddelverdier for rensegrad for Skullerudbassenget sammenholdt med internasjonale erfaringer (Åstebøl og Coward, 2004; FHWA, 1996; Pettersson et al., 1999; Åstebøl and Hvitved-Jacobsen, 2004).

STOFFTYPE	Rensegrad (%), Skullerud	Rensegrad (%), internasjonale erfaringer
Suspendert stoff, TSS	85	70-80
tot. P	61	55-65
tot. N	29	30-35
Bly	76	65-75
Sink	71	45-55
Kobber	58	55-65
Kadmium	60	-
Olje	82	-
16-PAH	86	-
4-PAH	89	-

Den prosessmessige kunnskapen om rensing i våte bassenger, har i det vesentlige konsentrert seg om fjerning av TSS og fosfor. Av den grunn blir bestemmelsen av bassengvolumet primært basert på å optimere fjerningen av disse komponentene. Erfaringene viser imidlertid at andre forurensningsstoffer følger TSS og P med hensyn til renseeffekt.

Det er forventet at selv et velutformet og veldimensjonert vått basseng resulterer i en viss variasjon i renseeffekt på grunn av ytre omstendigheter. Årsaken til variasjonen kan være mange, men eksempelvis vil det aktuelle nivået for konsentrasjon i innløpsvannet være av meget stor betydning – jo høyere konsentrasjon jo høyere rensegrad (%) vil oppnås (jfr. kap. 6.1.2). Dette forholdet er påvist ved analyse av den naturlige variasjonen som forekommer i innløpskonsentrasjonen og de tilhørende rensegrader i det enkelte konkrete anlegg (NURP, 1983 og Barret, 2005). Eksempelvis er det vist at de høyeste rensegradene for TSS først vil forekomme når innløpskonsentrasjonen er høyere enn ca 80 mg/l.

Sedimentasjonsprosessen og dermed tilknytningen av forurensningsstoffenen til de suspenderte partikler, er vesentlig for rensegraden i et vått basseng. I Tabell 6.3 er fordelingen av forurensningsstoffer på de forskjellige partikkelstørrelser ført opp; jo mer stoff bundet til de større partiklene, jo høyere må rensegraden i et vått basseng forventes å bli. Tabellen vil ikke kunne benyttes til absolutt bestemmelse av rensegrader, men med kjennskap til rensegrader for særlig TSS og tot. P, vil tabellen ved sammenligning være et nyttig utgangspunkt for vurdering av mulige rensegrader for andre stoffer.

Tabell 6.3. Fordeling på partikkelstørrelse for stoffer i overvann. Resultatene (anført i %) er vurdert på bakgrunn av en rekke danske og utenlandske litteraturkilder.

STOFF	FRAKTION <50 µm	FRAKTION 50-250 µm	FRAKTION > 250 µm
TSS	5	35	60
Tot P	55	35	10
COD	20	55	25
Tot. N	35	45	20
Zn og Cu	40	30	30
Pb	20	20	60
Pesticider	20	30	50

Det fremgår av Tabell 6.3 at man spesielt for TSS og Pb vil kunne forvente høye rensegrader. På grunn av sedimentasjonens særlige betydning for renseffekten, blir det derfor være av stor betydning å kunne etablere betingelser med rolige strømningsforhold i bassenget.

6.4. Infiltrasjon

6.4.1. Prinsipp

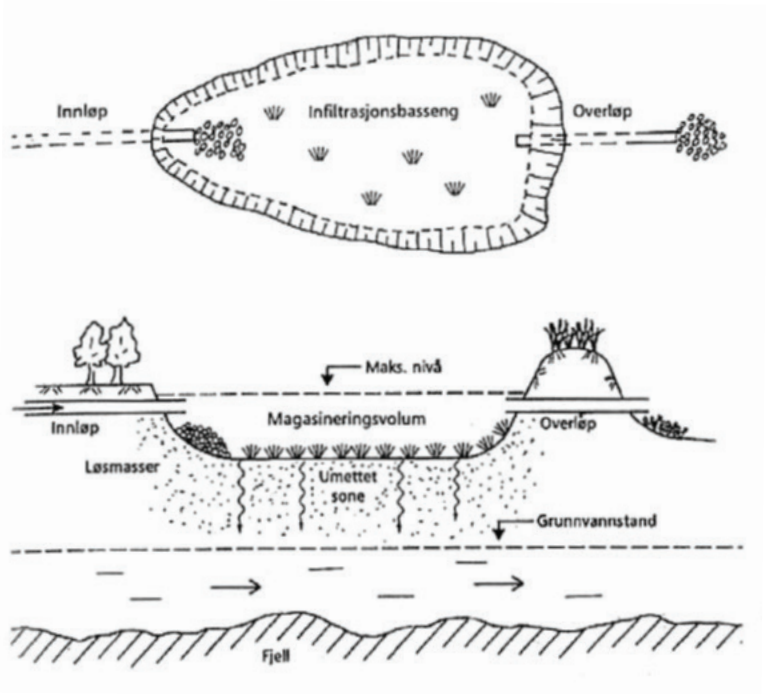
Et infiltrasjonsbasseng er et åpent basseng som mottar overvann der vannet infiltreres (siger ned) i grunnen (stedegne masser). I et infiltrasjonsbasseng kombineres muligheten for magasinering av overvannet og etterfølgende infiltrasjon i jordmassene (Figur 6.9).

Både oppløste og partikulære stoffer fjernes under 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.

6.4.2. 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 (kap. 6.4). De primære prosesser er filtrering, sorpsjon til jordpartikler samt mikrobiell nedbrytning.



Figur 6.9. 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 inntreffer.

Et akseptabelt kompromiss mellom ovennevnte forhold gir en hydrauliske ledningsevne i størrelsesorden 5-60 mm/time. Dette betyr (jfr. kap.5.4.1) 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.

6.4.3. 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 settes til i størrelsesorden 8-12 mm.

Det henvises forøvrig til kriterier beskrevet i kap. 6.3 for tørt overvannsbasseng.

b) Bestemmelse av tid for tømming 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. En tidsperiode på 2-5 døgn vil 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 vanndybde i bassenget
Den maksimale vanndybden i bassenget er lik den hydrauliske ledningsevnen for vannmettet strømning (Ks, jfr. kap. 3.3.1) multiplisert med den fastsatte tiden for avvanning/tømming av magasineringsvolumet.

d) Bestemmelse av bassengets overflateareal (infiltrasjonsflate)
Overflatearealet bestemmes ut fra resultatene i a) og c).

Med utgangspunkt i ovenstående har Barbosa og Hvitved-Jacobsen (2001) beskrevet et prinsipp for design av infiltrasjonsbasseng som delvis er basert på en modellsimulering. Prinsippet er i særlig grad blitt utprøvd i forbindelse med fjerning av tungmetaller, men kan også benyttes generelt. Designprinsippet omfatter følgende hovedtrinn:

- Valg av regnvolum som ønskes behandlet ved infiltration og bestemmelse av et effektivt bassengvolum. Valg af dimensjonsgivende regn kan alternativt gennemføres i form av enten et antal mm nedbør eller som et bassengareal, som er angitt ved en prosentandel av nedbørfeltet (eksempelvis 1-3%).
- Bestemmelse av vanndybden i infiltrasjonsbassenget
- Bestemmelse af sorpsjonskapasiteten (bindingskapasitet) og tykkelsen af jordmaterialet i infiltrationsbassenget. Hvis jordmaterialet på lokaliteten ikke er hensigtsmessig, vil det være mulighet for valg av et annet brukbart materiale. Jordmaterialet karakteriseres i form av en rekke jordfysiske parametre (eksempelvis den hydrauliske ledningsevne, tetthet og porøsiteten) samt et antall parametre som bestemmer egenskapene for sorpsjon av forurensningsstoffer (eksempelvis kationbyttekapasiteten (CEC), pH samt prosessmessige karakteristika for sorpsjonen).
- Valg av vegetasjon i bassenget
- Utforming og plassering av bassenget

De sentrale deler av designprinsippet utarbeidet av Barbosa og Hvitved-Jacobsen (2201), består av en matematisk formulert rekke av integrerte delmodeller som egner seg for en numerisk beregning.

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

- Løsmassenes sammensetning og utbredelse
- Massenes infiltrasjonsevne
- Dybde til grunnvannet, grunnvannets strømning 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).

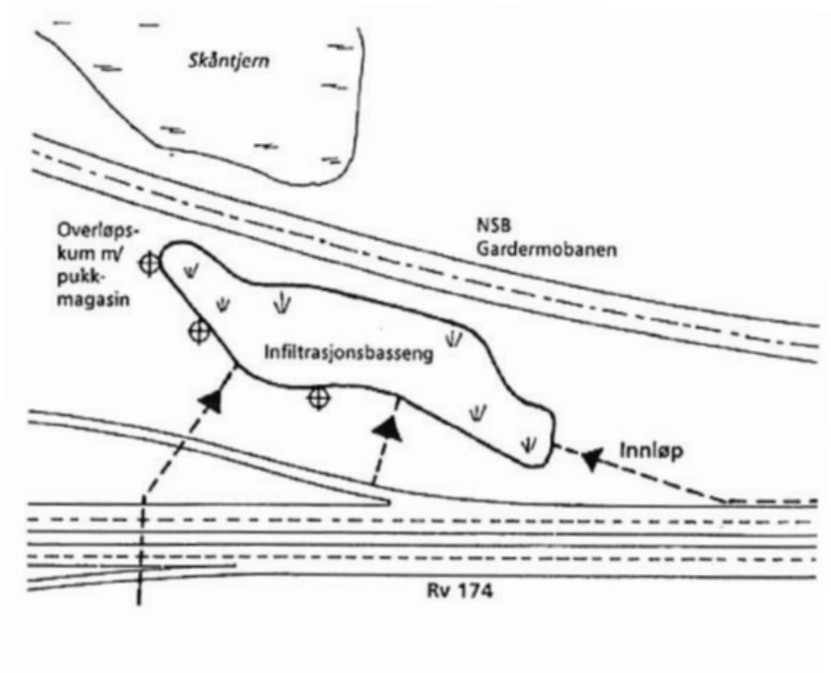
Ved utgraving av infiltrasjonsbasseng bør jordsmonnet lagres og senere innblandes i bassengoverflaten. Denne jordmassen har som nevnt stor kapasitet for binding av forurensningsstoffer. Det anbefales at infiltrasjonsanlegget såes til med grasvegetasjon. Vegetasjonen reduserer faren for gjentetting av bassengoverflaten som følge av tilført finstoff. Infiltrasjonsanlegg bør også kombineres med en forsedimenteringsenhet (slambasseng) som skal hindre tilslamming av infiltrasjonsflaten og dermed redusere behovet for vedlikehold av infiltrasjonsflaten. Denne enheten bør også utformes for tilbakeholdelse av olje (jfr.kap. 6.10 Rensemetoder for forbehandling).

Redusert infiltrasjonsevne på grunn av tele om vinteren, må vektlegges ved dimensjoneringen av magasineringsvolumet. Oppstuving av vann i anlegget på vinteren gjør at anlegget fungerer mer som et vått overvannsbasseng. Det må sørges for at bassenget har et overløp for kontrollert utledning ved flom. Alternativt kan overløpet ledes til lukket perkolasjonsmagasin (Figgur 6.10-6.11).

Det forventes at godt planlagte infiltrasjonsbassenger vil ha tilsvarende renseeffekter under norske forhold som beskrevet i kap. 6.5.5. Vegsalt bindes imidlertid ikke i jord og saltholdig overvann vil derfor påvirke grunnvannskvaliteten under og nedstrøms infiltrasjonsanlegget (Åstebøl et al., 1996). Dette forholdet må vektlegges i forhold til andre brukerinteresser for grunnvannet.

Ved akutte utslipp vil avrenning til bassenget gi mulighet for oppsamling og kontroll på forurensningen. På grunn av nedtrengning av forurensning i grunnen må saneringsarbeidet igangsettes raskt etter uhellet. En dyp nedtrengning av forurensning i grunnen vil vanskeliggjøre saneringsarbeidet og vil være til skade for renseanlegget (behov for betydelig restaurering).

Eksempel
I forbindelse med bygging av ny motorveg (Rv174) til hovedflyplassen på Gardermoen i Akershus, ble det etablert 3 infiltrasjonsbasseng for rensing av overvann. To av anleggene er vist i Figur 6.10-6.11.



Figur 6.10. Skisse (plan/snitt) av infiltrasjonsbasseng bygd langs rv. 174 i Akershus (Illustrasjon: COWI AS).

Figur 6.11. Foto av infiltrasjonsbasseng ved Rv174 i Akershus. Innløp til venstre og høyre i bildet. Oppstuving av vann på vinteren ledes via nedløpskummer til lukket perkolasjonsmagasin (til høyre i bildet) (Foto: COWI AS).

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). 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 i overflaten for å stimulere vegetasjonsetablering samt øke evnen til binding av forurensningsstoffer.

Funksjonen hos infiltrasjonsanlegg er svært avhengig av infiltrasjonsevnen i grunnen dv.s at anlegget tar unna tilført overvann. De viktigste årsaker til mangelfull funksjon ved eldre anlegg er følgende:

- Jordmassene tilfredsstiller ikke kravene til infiltrasjon (manglende infiltrasjonskapasitet og bindingsevne for forurensninger)
- Pakking av infiltrasjonsflaten fra anleggsmaskiner under bygging (reduserer infiltrasjonskapasiteten)
- Manglende forsedimentering som medfører stor tilslamming av infiltrasjonsflaten og øket behov for vedlikehold.

6.4.4. Drift

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

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.

6.4.5. 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 renseffekt som realistiske:

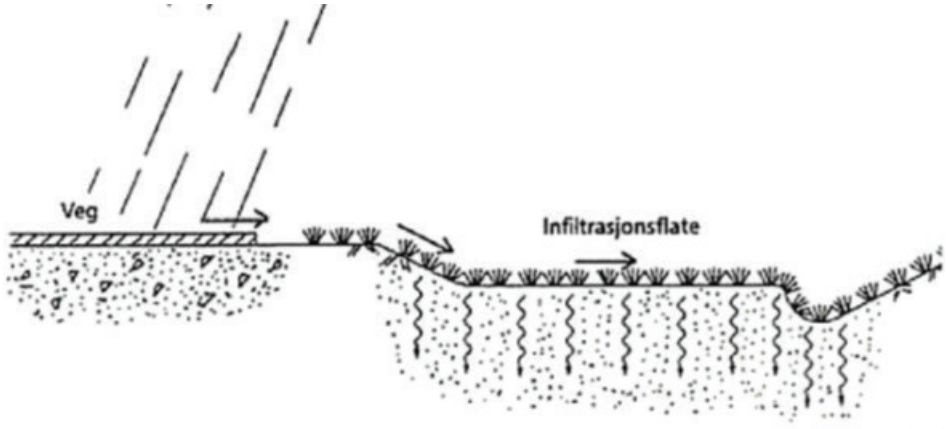
- suspendert stoff: 80-95 %
- total fosfor: 50-70 %
- total nitrogen: 40-50 %
- tungmetaller: 80-95 %
- organisk stoff: 70-90 %

Under ellers like forhold forventes at renseffekten for infiltrasjonsbassenger er høyere enn for perkolasjonsmagasiner. Et infiltrasjonsanlegg har bedre forutsetninger til å ta i mot forurenset overvann.

6.4.6. Enkel åpen infiltrasjon

Smale gras-, busk- og trebevokste områder langs en veg kan anvendes som infiltrasjonsområde (Figur 6.12). 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. 6.6.

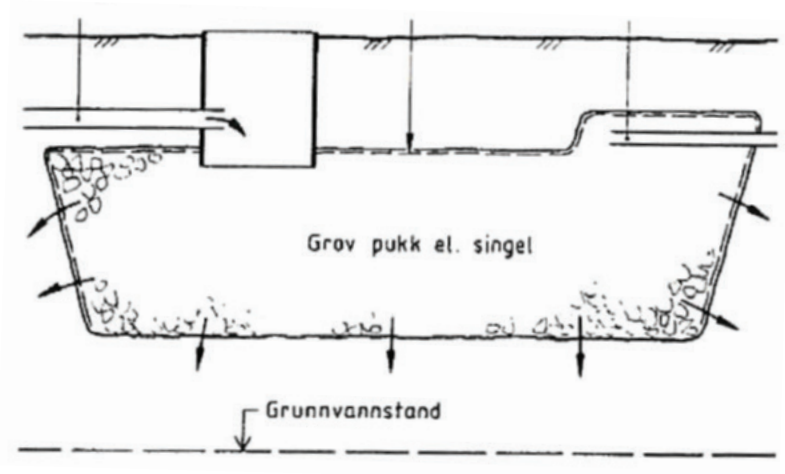


Figur 6.12. Prinsippskisse av enkel infiltrasjon på grasdekt areal.

6.5. Perkolasjonsmagasin – lukket infiltrasjon

6.5.1. Prinsipp

Et perkolasjonsmagasin er et ca. 1-2 m dybt magasin vanligvis utgravd i jord, foret med fiberduk og oppfylt med stein eller prefabrikerede plastmoduler 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 (Figur 6.13). Et velfungerende perkolasjonsmagasin forutsetter at den omgivende jordmasse har god permeabilitet.



Figur 6.13 Prinsippskisse av perkolasjonsmagasin med infiltrasjonskum og overløp (Byggforsk, 1989).

6.5.2. Spesifikke prosessmessige forhold

Et perkolasjonsmagain skal som rensetiltak 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.

To vesentlige fordeler ved perkolasjonsmagasin er at det gir muligheter for lokal infiltrasjon av nedbøren og at det egner seg til relativt små systemer. Problemet med metoden er dels kravet til god hydraulisk ledningsevne i grunnen og at større mengder sediment i innløpsvannet skal unngås. Sistnevnte forhold vil kunne påvirke levetiden som oppgis til minimum 10-15 år med den bemerkning at angivelsen ikke er tilstrekkelig dokumentert (Shueler, 1987).

6.5.3. 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). Det finnes prefabrikerte moduler i plast som kan plasseres direkte i det utgravde volumet i grunnen.

Nedbørfeltets egnethet
I USA har Verginia Department of Transportation et poengsystem (poeng 0-30) for bestemmelse av om et nedbørfelt er egnet eller ikke til perkolasjon av overvann (FHWA, 1996). Metoden omfatter hensynet til følgende:

- Avstand til nærmeste vannkilde
- Dybde til grunnvann
- Sedimenttilførsel basert på bla. trafikkbelastningen
- Kapasitet for infiltrasjon
- Bruken av det underliggende grunnvannsmagasin

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 ca 8-12 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^3 for hver 30 m^2 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). Det foreligger anbefalte dimensjoneringsmetoder fra USA, eksempelvis fra Northern Virginia Planning District Commission and Engineers and Surveyors Institute (1992).

Et perkolasjonsmagasin vil ha en uheldig virkning ved akutt utslipp. Metoden forhindrer tilgang til forurensningen samtidig som en vil få en ukontrollert spredning i grunnen. Anlegget må graves opp for å kunne utføre sanering og fjerning av forurensningen.

6.5.4. 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.

Et rutinemessig tilsyn kan omfatte inspeksjon av tiltettinger i anlegget (sediment, gras, greiner etc). Graskledde grøfter bør slås et par ganger årlig og graset bør normalt fjernes av hensyn til tiltettingsfare.

Små perkolasjonsmagasin - av en størrelse på under ca. 200 m3- anses å være økonomiske gunstige sammenlignet med de fleste andre rensetiltak.

6.5.5. 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 følgene 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 %

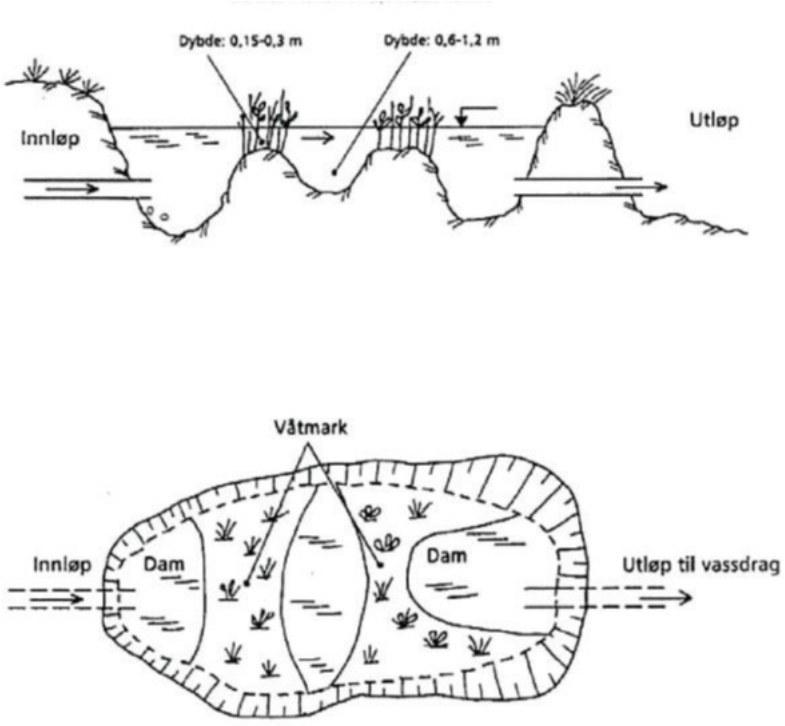
6.6. Våtmark

6.6.1. 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 rensetiltak, 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 (Figur 6.14).

Den fysiske og biologiske oppbyggingen 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) rensetiltak, 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" rensetiltak som f.eks vått overvannsbasseng eller infiltrasjonsbasseng.



Figur 6.14. Prinsippskisse av kunstig anlagt våtmark (plan/ snitt).

6.6.2. 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 av partikulært materiale, filtrering og adsorpsjon av kolloide partikler samt planteopptak av oppløste stoffer.

6.6.3. 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 magaineringskapasitet spredt innenfor våtmarka. Bestemmelse av magasineringskapasiteten kan skje på tilsvarende måte som for øvrige magasineringskrevende rensetiltak (jfr. kap. 6.2.3 – tørt overvannsbasseng).

Størrelse

Våtmarksområdene må arealmessig være dominerende. Slike områder med vanndybder 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. Opprettholdelse av et våtområde, der hovedparten av arealet har en vanndybde på 15-30 cm, forutsetter generelt at vanndybdevariasjonene må være begrenset. Som følge av dette vil et våtområde vanligvis forutsette at det i tillegg til overvannstilførselen finnes en mer konstant vanntilførsel siden området ellers vil tørke ut i tørre sommerperioder.

Bestemmelse av magasineringsvolumet vil være bestemmende for arealbehovet til våtmarka. Vanligvis vil arealkravet være mer enn ca 5 % av det bidragende reduserte nedbørfeltarealet. Arealbehovet kan ifølge Shueler (1987) også bestemmer på basis av den årlige næringssalttilførsel. Således anbefales det med hensyn til rensing av overvann, at denne tilførselen ikke overskrider 5 g P/(m2 år) og 26 g N/(m2 år).

Som tidligere nevnt er det vanskelig å angi anbefalte dimensjoneringskriterier for våtmark fordi disse ikke er veldefinerte med hensyn til utforming. Med dette som et vesentlig forbehold, kan det for fosfor tas utgangspunkt i følgende:

- Partikulært bundet P
  Ved en sedimentasjonshastighet på 0,2 m/d vil det kreve en hydraulisk oppholdstid i våtmarka på 1 døgn for fjerning av 50% av forurensningsmengden.
- Oppløst P
  Rensegraden vil i forbindelse med især planteopptak vanligvis være 1,5-3 gP/(m2 år).

De nevnte forhold betyr at våtmarker blir forholdsvis arealkrevende for å være rensemessig effektive.

Ved akutte utslipp vil avrenning til våtmark gi mulighet for oppsamling av forurensningen før utslipp til resipienten. Dette forutsetter at utløpet kan stenges og at dette utføres raskt etter uhellet. Bassenget vil være en egnet sted for sanering og fjerning av forurensningen. I tilfelle der risiko for akuttutslipp skal ivaretas spesielt, bør våtmarka forsynes med stengeanordning på utløpet.

6.6.4. 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 opprensking av innløpsbassenget. Det må imidlertid sikres at området ikke gror igjen og at den ønskede vegetasjon opprettholdes.

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.

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 dokumenterte erfaringer med slike anlegg. Det synes ikke som om det alltid er rensemessige begrunnelser for etableringen av anleggene.

Våtmarker er mer arealkrevende enn infiltrasjonsanlegg og våte bassenger. De forventede problemer på vinteren og manglende internasjonal og nasjonal dokumentasjon om renseeffekt, gjør at etablering av slike anlegg i stabilt kaldt vinterklima (innlandet) synes lite aktuelt inntil det foreligger mer dokumentasjon. Metoden er aktuell å bruke i 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).

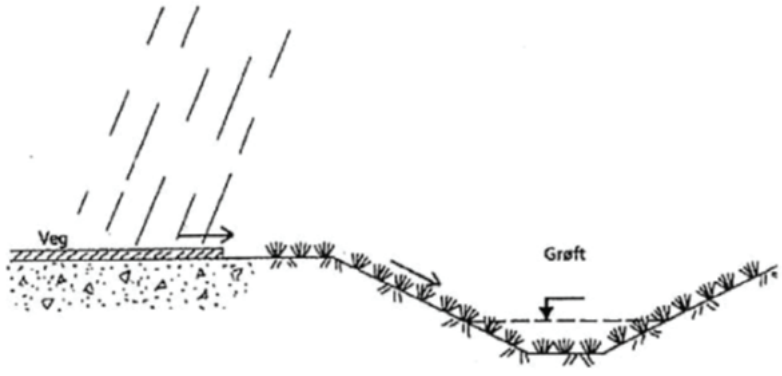
6.7. Vegetative systemer

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.

6.7.1. Grøft

Prinsipp

I forbindelse med veganlegg er grøfter ofte benyttet for å lede overvannet vekk fra veganlegget. Slike grøfter er normalt grasbevokste (Figur 6.15).



Figur 6.15. Prinsippskisse av grasdekt grøft (Illustrasjon: COWI AS).

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 forholdvis liten (spesielt på vinteren) 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), 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 rensemessige forhold ønskes inkludert kan følgende anbefalinger legges til grunn ved at denne prosedyren tar hensyn til både hydrauliske og prosessmessige forhold, (Horner, 1993):

- Bestemmelse av maksimal strømningshastighet til grøften
- Bestemmelse af den langsgående helning på grøften (eller arealet): maks. 2-5 %
- Valg av tverrsnittsform og bredden av grøften
- Beregning av strømningen (l/s) gjennom tverrsnittsarealet
- Beregning av strømningshastigheten gjennom tverrsnittet (max. ca. 20 cm/s)
- Bestemme lengden av grøften (min. 50-100 m av hensyn til stoffjerning)
- Valg av stabil grasart for aktuelle klimatiske forhold
- Valg av jordbunnsforhold med god infiltrasjonsevne: min. 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: 35 - 70 %

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.

Bäckström (2002) viste at konsentrasjonen i innløpsvannet var den parameteren som hadde størst innvirkning på fjerningen av partikler. Ved partikkelkonsentrasjoner under 40 mg/l var det ingen rensing, mens renseeffekter på mer enn 50% ble observert når konsentrasjonen var over 100 mg/l. Kontinuerlige undersøkelser i veigrøft (ÅDT 8000) viste renseeffekter på 15 – 20 % for partikler og tungmetaller (kobber, bly og sink). Grøftearealet utgjorde 50% av veiarealet. Det er kun i grøfter med overflateareal som er større enn veiarealet at det kan forventes akseptable renseeffekter (dvs. >50%) (Barret et al., 1998 og Lorant, 1992).

En rekke konstruksjonsmessige detaljer kan medvirke til øket rensing:

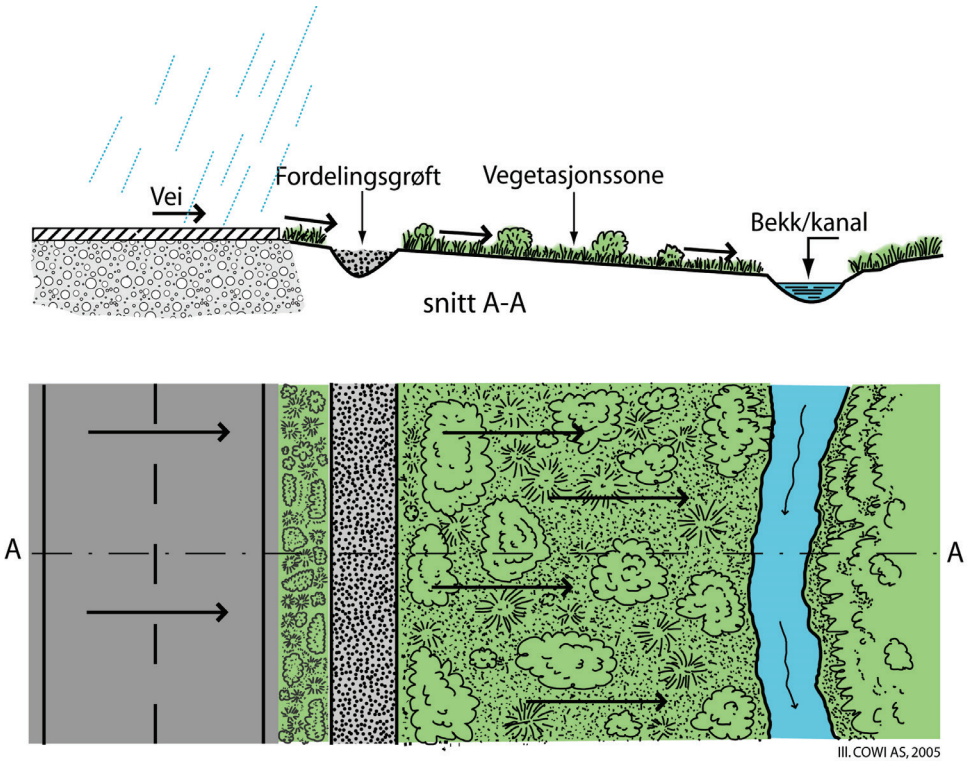
- øke bunnarealet i grøfta
- etablering av tverrgående forhøyninger i grøfta
- bruk av sandblandet jord for å oppnå øket infiltrasjon
- etablering av perkolasjonsmagasin under grøfta

I sistnevnte tilfelle er grøftens funksjon blant annet å skape tilstrekkelig oppholdstid for at infiltrasjon til perkolasjonsmagasinet kan finne sted (jfr. kap. 6.4). Jordmassene i grøftebunnen må derfor ha en tilsvarende god hydraulisk ledningsevne.

Ved akutte utslipp vil avrenning til grøfter gi mulighet for en kontrollert oppsamling av forurensningen. Dette forutsetter at uttrykningspersonell med egnede midler kan stenge utløpet fra grøfta. I slike tilfeller vil grøfter være egnet sted for sanering og fjerning av forurensningen. Det er lite man kan gjøre av praktiske forebyggende tiltak for å bedre oppsamling av akutte utslipp i grøft.

6.7.2. Vegetasjonsdekket areal med lite fall

Overvann kan ledes ut på gras- og skogbevokste arealer med lite fall (Figur 6.16). Rensingen av overvannet på slike arealer vil i prinsippet tilsvare det som foregår i en grøft (jfr. kap. 6.6.1). De forhold som er omtalt for "grøft" vil derfor med mindre korreksjoner kunne overføres til rensing på vegetasjonsdekte arealer.



Figur 6.16. Prinsippskisse av et vegetasjonsdekket areal med lite fall for rensing av overvann (etter FHWA, 1996/ Statsbygg, 2004). (Illustrasjon: COWI AS).

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 vegsalt kan ha på vegetasjon ved en bevisst utledning av overvann i naturlig terreng (Åstebøl et. al, 1996).

Ved akutte utslipp vil avrenning til vegetasjonsdekte arealer medføre en spredning av forurensningen vekk fra vegen. Dette vil generelt vanskeliggjøre saneringsarbeidet. Det vil være en stor fordel for saneringsarbeidet at de vegetasjonsdekte arealene er fremkommelige med kjøretøy og utstyr for avskjæring og oppsamling av forurensningen. I tilfeller der risiko for akuttutslipp skal ivaretas bør fremkommelighet på de vegetasjonsdekte arealene prioriteres.

6.8. Filterløsninger

I en rekke situasjoner vil det være hensiktsmessig å bygge kunstige åpne filteranlegg som følge av spesielle areal- eller jordbunnsmessige forhold (grunnforhold uegnet for infiltrasjon). Filterløsninger er også omtalt i kap.7 Tekniske metoder.

6.8.1. Åpent sandfilter

Prinsipp

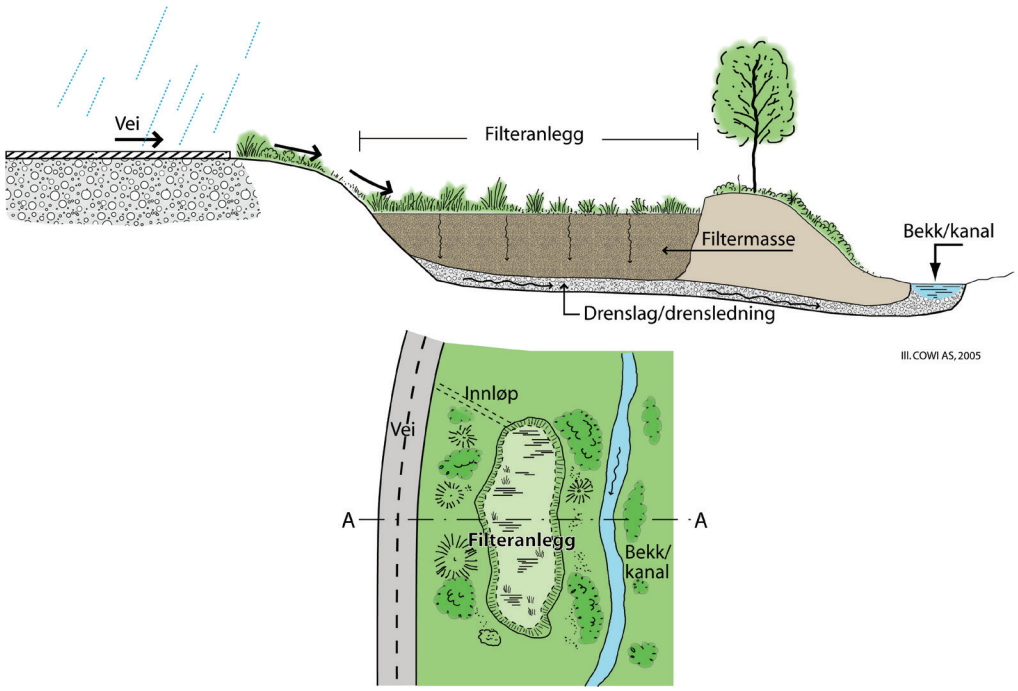
Et åpent sandfilter er i prinsippet et basseng som på bunnen har et filter i form av et sandlag (Figur 6.17). Filteret holder primært tilbake partikler med tilhørende forurensningsstoffer, men den biologiske filmen som utvikles på sandkornene, vil kunne medvirke til delvis biologisk betinget rensing.

Et åpent sandfilter kan utformes som et naturtilpasset anlegg tilsvarende infiltrasjosanlegg eller som et mer teknisk stedstilpasset 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.

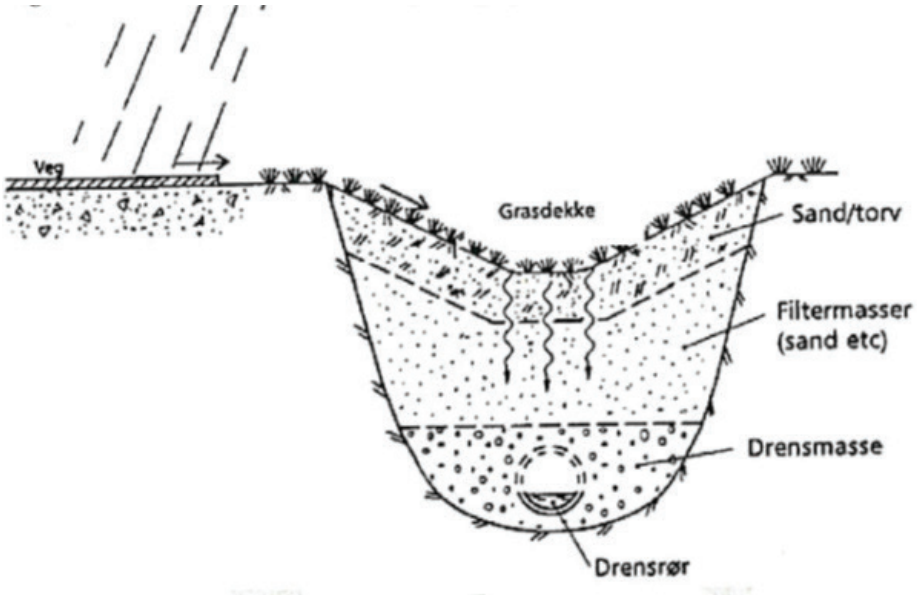
En spesiell variant av et sandfilter er sandfiltergrøft (Figur 6.18). Løsningen baseres på at grøftemassen er bygd opp av tilført sand og at overvannet filtrerer gjennom massene ned til underliggende drensledning. Hvis undergrunnen er selvdrenerende og grunnvannsspeilet ligger dybt, kan grøfta etableres 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 stort magasineringsvolum reduserer dimensjoneringen av sandfilterets størrelse. Et sandfilterbasseng består således av minimum to anleggsdeler; et basseng til magasinering av overvannet og en del til filtrering. Dessuten bør det i kombinasjon med magasineringen 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 6.17. Utsnitt av et åpent sandfilter.



Figur 6.18. Skisse av en sandfiltergrøft.

Magasineringsvolumet kan dimensjoneres i overrensstemmelse med kriterier som er beskrevet for vått overvannsbasseng (kap. 6.6) eller infiltrasjonsbasseng (kap. 6.4).

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. Filterflaten kan med fordel tilsås med grasvegetasjon. Dette vil være positivt for permeabiliteten i filteret og dermed øke filteroverflatens levetid (redusert drift).

Drift og økonomi
Sandfiltre krever ettersyn. 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.

Erfaringer og renseeffekter
I USA er sandfiltre til rensing av overvann særlig etablert der våte overvannbassenger, 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).

Kunstig sandfiltergrøft er planlagt for konkrete veianlegg i Norge (Ringveg nord i Tønsberg/ COWI AS, 2001). 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, men det må forventes renseeffekter som for sanfilteranlegg forøvrig.

Følgende renseeffekter er oppgitt for sandfilterbasseng:
- suspendert stoff: 70 - 90 %
- total fosfor: 50 - 70 %
- total nitrogen: 30 - 40 %
- tungmetaller: 60 - 80 %

6.8.2. Spesielle filtertyper

I de senere årene har det vært gjennomført fullskalaforsøk med spesielle filtetyper med særlig henblikk på fjerning av fosfor. Et anlegg med kalk som aktivt filtermateriale er etablert av København kommune for fjerning av fosfor i overløpsvann og innsjøvann. Anleggstypen vurderes også som egnet for behandling av overvann (Gervin and Brix, 2001). Anlegget er i prinsippet utformet som i Figur 6.17, der de enkelte lagene er:
- Øverst en blanding av grov grus og treflis beplantet med takrør (0,7 m)
- I midten et lag av knust kalkstein (0,3 m)
- Nederst et drenslag av grov grus (1,0 m)

Anlegget kan karakteriseres som en type "modifisert" naturbasert anlegg. For overvann med P-konsentrasjoner på 0,2 – 0,5 mg/l kan det ut fra foreliggende opplysninger regnes med en P-rensing på 70-80%. Dette er vesentlig mer enn det som normalt kan oppnås i et ordinært filteranlegg. I tillegg til fosfor må det forventes at også en rekke andre forurensningsstoffer holdes effektivt tilbake i filteret. Andre filtermaterialer som ekspandert leirmateriale (lettklinker), barkprodukter og jernrike materialer (vulkansk aske ect) har også vist god evne til binding av fosfor og tungmetaller. Disse filtermaterialene kan også kombineres med sand i åpne sandfilteranlegg. Det finnes en rekke kompakte prefabrikerte renseløsninger basert på disse filtermaterialene (Olafsen, 1996/ Roseth og Amundsen, 2004). Det er liten erfaring i Norge med disse materialene for rensing av

overvann. I Sverige er det bygget et kompakt filteranlegg i kombinasjon med overvannsbasseng for Essingeleden i Stockholm.

Bruk av filterløsninger forutsetter generelt en god forbehandling av overvannet for å begrense slamtilførsel til filteroverflaten og dermed redusere driftoppfølgingen.

6.9. Metoder for rensing av overvann

De metodene som er omtalt i de foregående kapitler, er gjennomgående karakterisert ved en relativ lav hastighet på de prosesser som gir den ønskede rensing. Likeledes forutsettes enten direkte eller indirekte, at tilført overvann kan magasineres for å gi den nødvendige oppholdstid til den etterfølgende rensing. Metodene blir dermed forholdsvis plasskrevende; hvilket ikke alltid kan tilfredsstilles eksempelvis i forbindelse med veianlegg i bymessig bebyggelse. Dessuten vil overvann i byområder ofte være sterkt forurenset noe som må tas i betraktning ved valg av renseløsning.

Viktige kriterier for valg av metode som oppfyller ovennevnte krav:

- Ideelt sett skal en rensemetode i forhold til plasskravet ha høy kapasitet med hensyn til både tilført vannmengde og renseeffekt. Dette krever kort oppholdstid i anlegget og at det skal fungere sammen med et lite forbasseng (utjevningsbasseng).
- Metoden skal ha stabil funksjon og det tekniske anlegget må ikke kreve et stort tilsynsbehov
- Det er ikke krav om at metoden skal fungere som et landskapselement og den kan derfor gjerne ha en teknisk utforming og funksjon.

Det finnes en rekke metoder som i større eller mindre grad oppfyller nevnte kriterier og som derfor kan anvendes for rensing av overvann. Flere av metodene er opprinnelig utviklet for mekanisk eller mekanisk-kjemisk rensing av avløpsvann (bolig-/industriavløp). De har også vist seg egnet til rensing av fortynnet avløpsvann f.eks. overløp fra fellessystemer og overvann fra separatsystemer (overvannsnett i bebyggelse). Det finnes dermed erfaringer som er relevante for rensing av overvann fra vei.

En rekke tekniske metoder som anses for egnede, blir i det etterfølgende gjennomgått. Avslutningsvis vil det i kapitlet bli utdypet hvorfor disse metodene anbefales, mens andre metoder anses for mindre egnet. Ved valg av anbefalte metoder er det lagt vekt på at de aktuelle løsninger baserer seg på et solid teknisk-vitenskapelig grunnlag bestemt av fysiske, kjemiske, fysisk-kjemiske og biologiske prosessforløp som er gjennomskuelig. Det er derfor ikke pekt på spesifikke leverandørrelaterte rensemetoder i beskrivelsen.

I valget av anbefalte metoder er det et spekter av både meget enkelt fungerende og mere sammensatte tekniske metoder til rådighet for rensing av overvann. Metodene anses for egnede til de situasjoner der det tilgjengelige areal er begrenset eller spesifikke krav til rensing skal oppfylles.

De aktuelle metodene medfører anlegg som teknisk sett blir mere kompliserte enn anleggstypene omtalt i foregående kapitler. Anleggs- og driftskostnadene blir derfor normalt høyere enn de ”naturbaserte” metodene som teknisk sett er mer enkle. 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 renseeffekt.

De tekniske metodene er spesielt interessante i to tilfeller:

- Under forhold der plassforholdene er begrenset
- Der kravet til rensing er høyt og forutsetter anvendelse av fysisk-kjemiske eller kjemiske metoder

Sammenlignet med de naturbaserte metodene for rensing av overvann, er det både fordeler og ulemper ved anvendelse av de tekniske metodene. Det skal imidlertid også fremheves at det under spesielle betingelser vil være mulig å modifisere de naturbaserte metodene ved anvendelse av prinsipper fra de tekniske metodene.

6.9.1. Overordnede betraktninger

Forrensing

Ved håndtering og rensing av overvann fra vei er det i praksis ofte nyttig å kombinere flere metoder. For metoder der plasskravet er et grunnleggende kriterie, vil det derfor være på sin plass å overveie bruk av forrensing. Forrensing dekker ikke akkurat de metoder som er omtalt i kap. 5.9, men også den rensing som vil finne sted ved overvannets strømning i grøfter, over et grasdekket skrånende areale eller gjennom et sandfang. Selvom en slik forrensing kun i mindre utstrekning vil kunne fjerne egentlig forurensede stoffer, vil fjerningen av sandpartikler alene være vesentlig slik at de ikke "forstyrrer" de etterfølgende renseprosesser.

Hensynet til first flush

I forbindelse med rensing der arealkravet blir kritisk, anbefales at det overveies om fenomenet first flush forekommer. Det vil si om den første del av veiavrenningen er mer forurenset enn den senere avrenningen. Såfremt dette antas å være tilfellet, kan man overveie å innrette rensestrategien slik at primært den første delen samles opp og renses, mens den etteføIgende avrenningen ledes ut uten rensing. US FHWA (US Federal Highway Administration) anbefaler at det første avrenningsvannet bør tilsvare en regnmengde på 13 mm. Under vest- og nordeuropeiske forhold forventes at regnmengden kan settes lavere en 13 mm eksempelvis 8-12 mm.

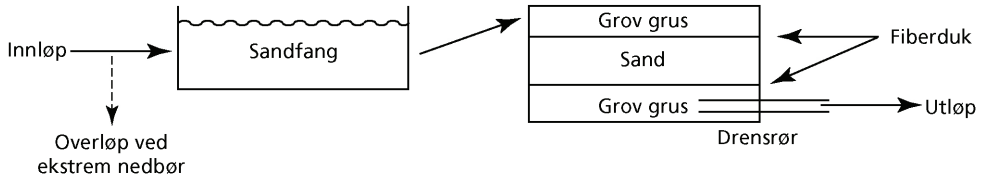
For samtlige metoder omtalt i dette kapitlet, gjelder således at det eventuelt slippes ut urenset overvann etter at den første delen av avrenningen er holdt tilbake og renset. Arealkravet til rensingen blir dermed redusert i og med at det ikke skal tas hensyn til de store vannmengder som forekommer i sluttfasen av de ekstreme regnbegivenhetene.

6.9.2. Lukket sandfilter

Prinsipp

Sandfiltrering for fjerning av primært partikulært materiale er omtalt i kap. 6.8, men under forhold der denne metoden i prinsippet innpasses som et naturligt element i omgivelsene. Sandfiltrering er imidlertid også en klart teknisk prosess som typisk er utformet som en konstruksjon i betong og ofte med en rekke mekaniske elementer.

Figur 6.19 og 6.20 viser prinsippet for utforming av et nedstrømsfilter dvs. et filter med nedadgående vannstransport. Oppstrømsfilter med innløp i bunnen av filteret er alminnelig for renseanlegg og i forbindelse med vannrensing, men vil på grunn av høyere krav til både anlegget og den mekaniske funksjonen ikke bli valgt ved rensing av overvann.



Figur 6.19. Skisse av et lukket sandfilter (plan/snitt).

Som det fremgår av Figur 6.20 omfatter den tekniske utgaven av et nedstrøms sandfilter følgende basisenheter:

- Innløpet passerer en forbehandling der sand og andre større partikler fjernes før filtreringen (jfr.kap 6.10 Forbehandling)
- Et filtermedium som øverst består av et 2-3 cm grovt gruslag og derunder et 40-60 cm tykt filterlag av sand. Grus- og sandlag er separert med en fiberduk både på oversiden og undersiden av sandlaget.
- Et drenslag i bunnen bestående av grov grus med perforerte utløpsrør.

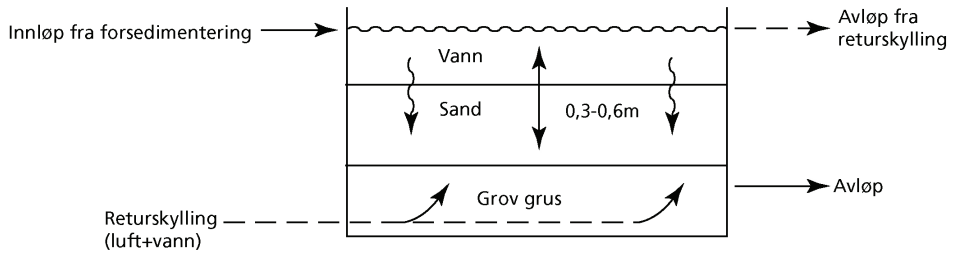
Utforming og dimensjonering
Det er sandlagets egenskaper som primært styrer både tilbakeholdelsen av partikler som filterkapasiteten (vanngjennomstrømningen). Disse to hensyn er grunnleggende sett motsatt rettet og må derfor avstemmes i forhold til de aktuelle ønsker og krav. Typiske egenskaper for sanda er et krav om en viss ensartethet i kornstørrelsen (sortering) og at maksimalt ca 10% (vekstbasis) av sandpartiklene har en kornstørrelse < ca 0,5 mm.

Utformet som et nedstrømsfilter eksisterer det en rekke varianter av sandfiltre:

Et enkelt sandfilter
Denne utgaven kan i prinsippet bare bestå av de grunnelementene som er nevnt i foregående avsnitt. Det er imidlertid også etablert mere avanserte utgaver med flere lag av forskjellige filtermaterialer eksempelvis bestående av torv, sand og aktivt kull (Ashley et al., 2004) (jfr. også kap. 5.8.3.).

Sandfilter med topplag
Sandfilteret har på toppen av gruslaget en geotekstil, der det er lagt et forholdsvis tynt lag av sand, som vil kunne utskiftes ved tilslamming.

Sandfilter med returskylling
Returskylling gir mulighet for regenerering av sandlaget ved tilslamming. Returskylling forutsetter at det i tillegg til et pumpesystem er etablert et basseng for oppsamling av returskyllevann (eksempelvis oppsamlet fra foregående regnepisode) og et basseng for oppsamling av slam. Denne anleggstypen gir også mulighet for å forbedre renseeffekten ved høye partikkelkonsentrasjoner ved bruk av et koaguleringsmiddel som tilsettes i et forbasseng (magasinering/forrensing) før etterbehandling i etterfølgende sandfilter (Nichols, 2004).



Figur 6.20 Prinsipp for nedstrøms sandfilter med returskylling.

Filterhastigheten er et vesentlig dimensjoneringskriterie for et sandfilter. I et hurtigfilter vil man med overvann kunne oppnå en hydraulisk overflatebelastning på 30 – 50 m3/m2*time ved anvendelse av sand med partikkelstørrelse 2-3 mm.

Arealkravet til et vanlig sandfilter er forholdvis lavt og typisk i størrelsesorden 0,5 – 1,5 % av arealet tette flater i avrenningsfeltet. Metoden er velegnet for mindre felter dvs. ned til ca 0,1 ha.Magasineringsvolumet som bygges inn i anlegget, vil påvirke dimensjoneringsen av sandfilteret. Høy magasinering vil generelt redusere dimensjoneringen av filteret.

Renseeffekt

Renseeffekten i et sandfilter avhenger i vesentlig grad av utforming og de valgte dimensjoneringskriterier. Det må forventes vesentlige forskjeller for de foregående nevnte typer.

Ifølge Miljøstyrelsen (1993) vil renseeffekten for TSS (suspendert stoff) ligge på 50 – 70%. Ved høy hydraulisk belastning må man imidlertid forvente en oe lavere effekt, i størrelsesorden 40 – 60%. Med hensyn til renseeffekten for andre forurensningsstoffer forventes disse å ligge i underkant av nevnte tall.

Det er dog gjennomført enkelte større og mer omfattende undersøkelser av rensing i sandfilter som viser høyere effekter. Et eksempel fra Austin, USA utført i perioden 1984-89, refererer følgende renseeffekter (Chang et al, 1990):

- Suspendert stoff, 87%
- Total orthofosfat, 61%
- Sink og kobber, 80 og 60%

Andre undersøkelser fra USA har vist at 60% fjerning av totalfosfor er oppnåelig (FHWA, 1996).

Driftsforhold

Det viktigste problemet ved driften av lukkede sandfiltere er tilslammingen av filterflaten med finpartikulært materiale. Avhengig av karakteren på det partikulære materialet i overvannet (partikkelstørrelse og –fordeling), vil det kunne være nødvendig å fjerne det øverste laget i filteret med visse mellomrom for å opprettholde permeabiliteten i filteret. Et sandfilter vil derfor avhengig av utforming og dimensjonering ha ulik behov for tilsyn – 2-4 ganger i året for den enkle utgaven. Ved anvendelse av avansert teknikk kan tilsynsbehovet øke.

Når tiltetting oppstår i toppen av sandfilteret, bør utskifting av topplaget utføres på en enkel måte, i størrelsesorden 1-2 ganger pr år (FHWA, 1996). Filter med returskylling gir muligheter for mer regelmessig regenerering av sandlaget.

En undersøkelse i USA viste at tiltetting av filterflaten (definert som vannhastighet i filteret på < 1 m/døgn) først fant sted etter 6 år. Nedtrengningsdybden av partikler i filteret var mellom 5 og 8 cm (Ashley et al., 2004).

6.9.3. Avanserte filterløsninger

Et sandfilter er en filterløsning der det primært satses på den rent fysiske fjerning av partikler. Dette prinsippet vil kunne utvides ved å legge inn materiale i filterlaget som enten fysisk-kjemisk i form av adsorption eller ved en kjemisk reaksjon tilbakeholder spesifikke forurensningsstoffer. Ovenfor nevnte flerlags filter med torv, sand og aktivt kull er et forholdsvis enkelt eksempel på en slik løsning.

I kap. 6.8.2 er det omtalt en filtertype med kalk/marmor, som er særlig effektiv i forbindelse med rensing av fosfor. Kalk/marmor er et effektivt absorptionsmiddel, og et filterlag på 20-40 cm vil vanligvis være tilstrekkeligt.

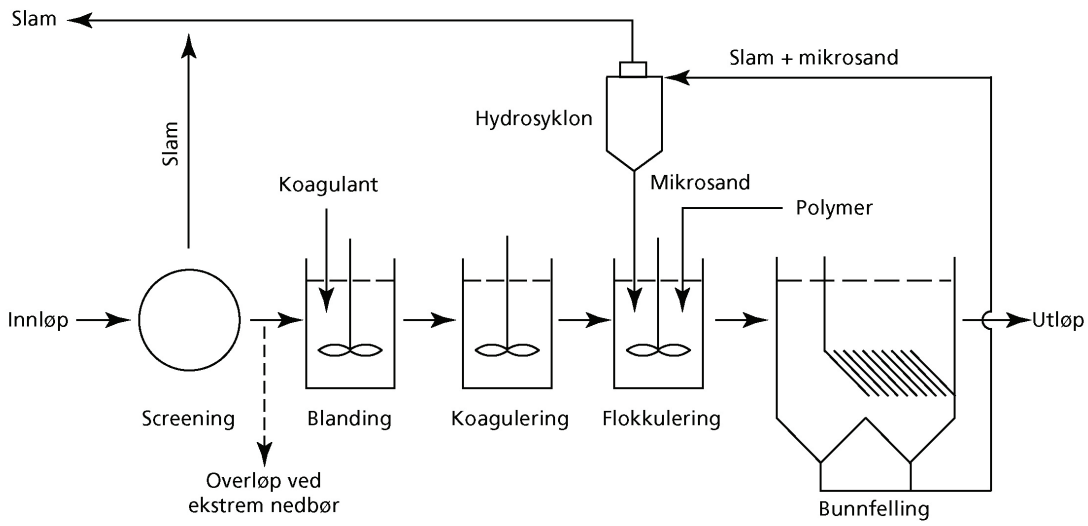
En P-rensing på 70-80% er dermed mulig. Samtidig vil en rekke andre forurensningsstoffer likeledes kunne fjernes i større omfang sammenlignet med et alminnelig sandfilter.

Med hensyn til oppbygning er det i prinsippet ikke forskjell på et sandfilter og den her beskrevne mer avanserte filterløsning. Forskjellen ligger primært i valget av filtermateriale.

6.9.4. Ballastet flokkulering

Prinsipp

Ved ballastet flokkulering forstås en renseprosess som kombinerer kjemisk koagulering og flokkulering av en forurensnet vannstrøm med sedimentasjon i en lamellseparator av de dannede flokker inneholdense mikrosand (Plum et al., 1998; Young and Edwards, 2003; Metcalf & Eddy, 2003). Returstrømmen fra lamellseparatoren passerer en hvirvelseparator der sand og slam separeres. Sanda gjenvinnes og slammet samles opp og fjernes. I Figur 6.22 sees prinsippet i dette kjemisk og fysisk virkende renseprinsipp.



Figur 6.21 Prinsipp for funksjonen ved ballastet flokkulering.

Prosessmessige forhold

Som koagulasjonsmiddel anvendes vanligvis et jernsalt (ferriklorid), som blant annet feller fosfor (ortofosfat). Etter koaguleringsprosessen foregår det en flokkulering ved tilsetting av en polymer samtidig med mikrosand med en karakteristisk partikkeldiameter i området 0,1 – 0,3 mm.

Innkorporering av mikrosand med høy egenvekt i flokkene medfører at sedimentasjonshastigheten blir så høy som ca 100 m/time. En effektiv fjerning av prtiklene vil skje i lamellseparatoren.

Det eksisterer en rekke varianter av ovennevnte prosessforløp som dog er grunnleggende likt for ulike leverandører (Metcalf & Eddy, 2003).

Dimensjonering

Utformingen av ballastet flokkulering er basert på relativt enkle empiriske forutsetninger og oppnådde renseresultater. det sentrale kriteriet for dimensjoneringen er den hydrauliske belastningen av lamellseparatoren i forhold til det ønskede rensenivå. For TSS-konsetrasjoner i overvann fra vei på mellom 100 og 300 m^3/m^2*time dvs. en vannstrøm gjennom lamellseparatoren på 50 – 100 m/time. Den hydrauliske belastningen er beregnet i forhold til det våte oveflatearealet i lamellseparatoren.

I tilknytning til den hydrauliske belastningen er det en rekke sekundære kriterier som må oppfylles i forhold til den hydrauliske oppholdstiden i de forskjellige prosesstrinn. Oppholdstider for blanding, koagulering og flokkulering vil vanligvis være 1 -3 minutter.

Tilsetting av jernsalt, polymerer og mikrosand kan styres i forhold til vannstrømmens størrelse. Videre må det etableres et mindre forbasseng slik at en stabil vannstrøm til anlegget opprettholdes.

Under de nevnte forhold vil man ved anvendelse av ballastet flokkulering være i stand til å forene høy renseeffekt med høy volumkapasitet (store vannmengder pr tidsenhet) i forhold til anleggets arealbehov.

Renseeffekt og erfaring

Ballastet flokkulering er en utvikling av alminnelig flokkulering i kombinasjon med andre fysiske og kjemiske prosesser. Umiddelbart kan den samlede prosess virke kompleks, men de enkelte operasjoner er enkle og velkjente. Metoden har funnet bred anvendelse gjennom de siste 10 år og selv om erfaringen ikke direkte omfatter overvann forventes en god funksjon for denne type avløp. Tabell 6.4 fra Plum et al. (1998) gir rensenivåer for en rekke forskjellige forurensede vanntyper.

Tabell 6.4. Renseeffekter i prosent oppnådd med ballastet flokkulering.

	SPILLVANN (tilførsel til renseanlegg)	SPILLVANN (polering, etterrensing)	OVERLØP (overvannsavløp fra fellessystem)	DRIKKEVANN
Turbiditet				90-99
TSS	75-90	- 80	80-98	
KOF	55-80	20-50	65-90	
Tot. P	50-95	50-95	50-98	
Ortho-P	50-98	50-98	50-95	

Med kjennskap til innholdet av forurensningsstoffer i overvann, må det forventes at realistisk oppnåelige rensenivåer for TSS, tot.P og ortho-P tilsvarer de nedre områder for overløp i Tabell 6.4.

Driftsforhold

Ballastet flokkulering omfatter en rekke prosesser som kan reguleres etter valgte kriterier for rensing i forhold til den vannmengde som tilføres anlegget under regn. det er imidlertid klart at metoden har et forholdsvis høyt behov for tilsyn som følge av forsyning med kjemikalier (jernsalt og polymerer), supplering med mikrosand, fjerning av slam og generell kontroll av anleggets funksjon.

Ballastet flokkulering er en metode som i de senere år er anvendt for rensing av vann som er forurenset med svært varierende stoffer og konsnetrasjoner.

6.9.5. Oppsummering

Bortsett fra innholdet av sandpartikler, er overvann fra vei karakterisert ved et innhold av finpartikulært materiale. I forbindelse med de tekniske anlegg der ønsket er et lavt arealkrav, blir dette forholdet vesentlig. Det betyr indirekte at bassengkapasiteten for magasinering av overvannsavrenningen må være lav og at det tilsvarende er behov for høy hydraulisk kapasitet i selve renseanlegget samtidig med at høy renseeffekt oppnås. Det er to ytterpunkter i denne sammenhengen:

- Det velges enten en relativ enkel og billig teknologi som vil gi en tilhørende "moderat" renseeffekt. En slik teknologi vil vanligvis være basert på fysiske prosesser.
- Det velges en renseteknologi som baserer seg på fysisk-kjemiske eller kjemiske prosesser. Det avgjørende er at anlegget har høy hydraulisk kapasitet samtidig med at en relativ høy renseeffekt kan oppnås. Videre skal den samlede prosessen være stabil og ha moderat tilsynsbehov.

Ovenstående kriterier har resultert i at følgende tre metoder anbefales:

- Sandfilter som en teknisk utformet prosess
- Det pekes i denne sammenheng på tre varianter: En enkel utgave av et nedstrømsfilter, en variant med utskiftelig topplag og en variant med returskylling. De to sistnevnte utgaver er tatt med for å forbedre hovedproblemet ved et sandfilter nemlig tilslamming av filterflaten.
- Sandfilter med fysisk-kjemisk og kjemisk aktivt filterlag
- Det er grunnleggende sett en rekke muligheter for å forbedre renseeffekten i et enkelt sandfilter ved å skifte ut en del av filteret med et fysisk-kjemisk eller kjemisk aktivt filtermateriale. I forbindelse med rensing av overvann må dette være enkelt tilgjengelig og billig og spesielt tilpasset den ønskede form for rensing. Ofte er fjerning av fosfor kritisk og bruk av kalk eller marmor er et effektivt filtermateriale.
- Ballastet flokkulering
- Metoden er en utvikling og integrering av en rekke fysiske, fysisk-kjemsik og kjemsike prosesser som samlet sett gir en høy renseeffekt, en stabil funksjon og samtidig har høy kapasitet.
- Ovennevnte anbefalte metoder vil alle kunne benyttes der arealkravet er en vesentlig faktor. Metodene dekker situasjoner der ønsket renseeffektivitet er moderat samt tilfeller der det stilles særlige høye krav til rensingen av overvann.
- Av hensyn til den samlede funksjonen er det vesentlig at de nevnte metoder suppleres med en forrensing og magasinering i form av fjerning av grovt materiale og sand, jfr. kap. 6.10 Forbehandling.
- Med anbefaling av nevnte metoder er det samtidig valgt å forbigå en lang rekke metoder. Flere av disse metodene er nødvendigvis ikke ubrukelige, men er i den aktuelle situasjonen ansett for å være mindre egnet sammenlignet med de anbefalte metoder. Eksempelvis er følgende metoder ikke anbefalt selv om de oppfyller kravet til lavt arealbehov:
- Hvirveloverløp, primært pga. lav renseeffekt ved lave stoffkonsentrasjoner samt i tilfeller med små partikler.
- Siling (roterende trommelsil), især pga. driftsmessige problemer ved tiltetting av nettet i forbindelse med oljetilførsel, lav effekt for fjerning av små partikler samt et forholdsvis stort tilsynsbehov.
- Flotasjon, som åpenbart kan gi gode renseresultater, men som har et stort tilsynsbehov. Flotasjonen må anses for å være en mindre attraktiv løsning sammenlignet med foreslått ballastet flokkulering.

Avslutningvis skal det nevnes at flere av de "naturbaserte "metoder (jfr. kap 6.2-6.7) vil kunne

reduseres mht. arealkrav og dermed benyttes der tilgjengelig areal er begrenset. Hovedproblemet i denne forbindelse er at rensegraden må forventes å bli tilsvarende redusert. Imidlertid vil reduksjonen i renseeffekt normalt være mindre enn reduksjonen i areal.

6.10. Rensemetoder for forbehandling

For de fleste renseløsninger vil det være uønsket at disse belastes med store mengder grovt sedimenterbart stoff. En forbehandling av overvannet bør utføres i slike tilfelle.

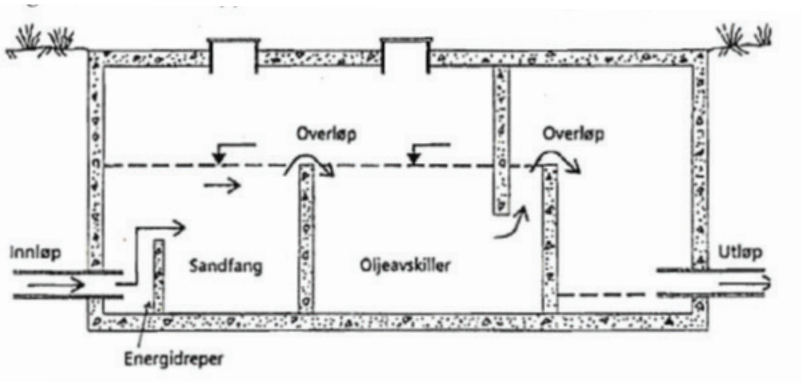
6.10.1. Slambasseng

Prinsipp

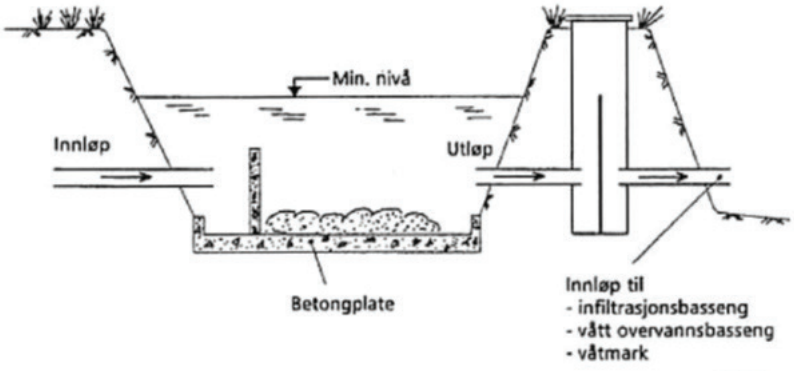
Vanligvis utformes et slambasseng for fjerning av grovt materiale samt flytestoff som for eksempel olje. Bassenget har liten evne til å fjerne forurensningsstoffer, men benyttes som forbehandling (forrensing) primært for ikke å overbelaste etterfølgende rensetrinn som for eksempel vått overvannsbasseng eller infiltrasjonsbasseng (Figur 5.17 og 5.18). Forbehandlingen vil være gunstig for å begrense vedlikeholdsbehovet i hovedanlegget.

Utforming og drift

Slambasseng etableres som integrert del av hovedrenseløsningen og kommer i tillegg til sandfangene langs veganlegget (Figur 6.22/6.23). Det våte volumet i bassenget dimensjoneres til 20 – 30 m^3 pr red. ha (Shueler, 1987). Dybden bør være 1,2 – 1,5 m. Et sandfang vil med korrekt utforming og dimensjonering være å betrakte som et både enkelt og effektivt rensetrinn. Det er viktig for funksjonen at energien i innløpsvannet reduseres effektivt. Ved større avrenningsepisoder vil det være risiko for resuspensjon (oppvirvling) av sediment og utslipp av olje. Utskilleren krever derfor regelmessig tilsyn og opprensking hvis akseptabel funksjon og rensing skal oppnås. Bassenget bør tømmes regelmessig for slam, ca 1 gang hvert andre år avhengig av aktuell belastning. Tilgjengeligheten til anlegget må være enkel for maskinell slamfjerning. Åpne anlegg er mest benyttet da de er enkle å vedlikeholde og integrere i hovedrenseløsningen.



Figur 6.22. Prinsippskisse av et lukket slambasseng med oljeavskilling.



Figur 6.23. Prinsippskisse av et åpent slambasseng med oljeavskilling (dykket utløp).

6.10.2. 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 prefabrikert utgave (f.eks. sandfangskum i Norge). Anlegg av denne type krever regelmessig tilsyn og opprensking.

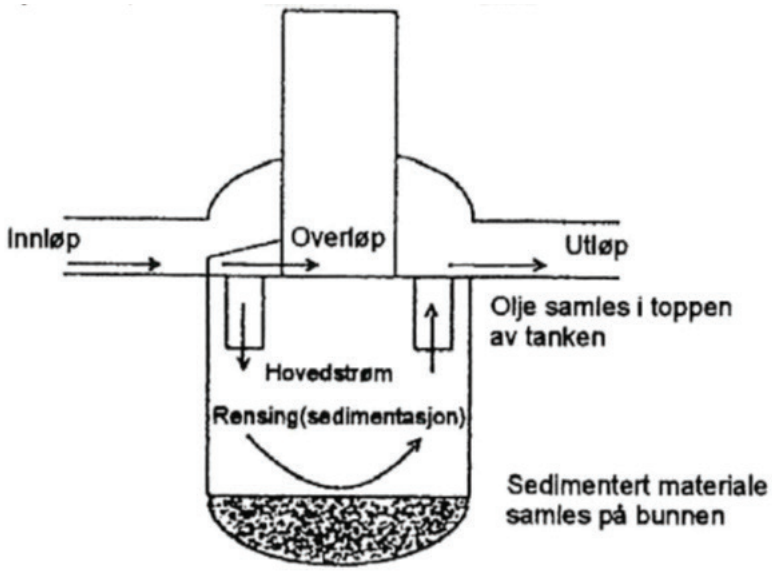
Kun et par eksempler nevnes i denne omgang:

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 (Figur 6.24).



Figur 6.24. Prinsippskisse av en sedimentasjonstank, type "Stormceptor" (Stormwater Corporation, Inc., 1995).

6.10.3. 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.

6.11. Rensemetoder for tunnelavløp

Aktuelle løsninger

Egenskaper ved tunnelavløp som må hensyntas ved valg av renseløsninger:

- En stor andel av forurensningsstoffene er bundet til partikler (samme som for overvann)
- Giftige såpekomponenter må brytes ned før utslipp til sårbare vassdrag

To viktige forutsetninger må være oppfylt for rensing av tunnelavløp:

- løsningen må ha stor kapasitet for fjerning av partikkelbunden forurensning
- avløpsvannet må få en oppholdstid som sikrer nedbrytning av toksiske såpekomponenter (min 2 uker)

De viktigste renseløsningene for overvann dvs.vått overvannsbasseng, infiltrasjon og våtmark vil alle kunne gi tilfredstillende rensebetingelser. Med den ønskede oppholdstiden for avløpsvannet vil man oppnå en tilfredsstillende sedimentasjon for de partikkelbundne forurensningene. Lukkede bassenger som inngår som del av tunnelanlegget kan være en aktuell løsning der det ikke er aktuelt å føre avløpsvannet til løsning i dagen. Ved infiltrasjon vil man oppnå en effektiv frafiltering av det partikulære materialet samtidig som mikrofloraen i jord vil sørge for nedbrytning av de organiske komponentene. Ved høye krav til rensing kan basseng/våtmark kombineres med ulike filterløsninger for å fjerne de løste forurensningstoffene. Ved infiltrasjon i naturlige masser vil man oppnå god rensing av løste forurensningsstoffer.

Renseløsninger bør kombineres med forbehandling for å sikre en god drift ved anlegget (kfr. kap.6.10 Rensemetoder for forbehandling)

Prinsipper for dimensjonering og utforming

- Renseløsningen må ha et magasineringsvolum tilsvarende avløpsvannsmengden ved èn hel vaskeomgang (fullvask)
- Minst 2 uker oppholdstid i våte basseng for sedimentasjon og nedbrytning av såpekomponenter
- God lufttilgang for økt nedbrytning av såpekomponenter

Eksempelanlegg

Det er bygget flere anlegg for rensing av tunnelavløp. Mange er bygget som lukkede bassenger i fjell eller som lukkede betongbassenger lokalisert utenfor tunnelene. Disse anleggene har vanligvis en styrt utpumping av vaskevannet til resipient når vannet har hatt en tilfredstillende oppholdstid.

En del anlegg er også bygget som åpne bassenger. Bassenget på Vassum i Akershus (Figur 6.26) mottar vaskevann fra 3 tunneler. Dette anlegget mottar også overvann fra veistrekningen mellom tunnelene. Nedbør etter tunnelvask kan derfor medføre at vaskevannet ikke får den ønskede oppholdstiden. Bruk av løsninger for kombinert rensing av vaskevann og overvann må vurderes i forhold til resipientens sårbarhet.

Figur 6.26. Basseng for rensing av vaskevann fra tunnel (E6 Vassum i Akershus).

Drift

- Regelmessig fjerning av slam fra forbehandlingsdelen.
- Styring av pumper for tømming av basseng før neste vaskeomgang

Erfaringer og rensegrader

- Det er sparsomt med langvarige målinger av rensegrad for vaskevann, men det forventes rensegrader som for renseløsninger for overvann dvs. 60-80 % renseeffekt for de viktigste trafikkforurensninger. Fjerning av organisk stoff i såpe vil være lav.

6.12. Oppsummering

De beskrevne metodene for rensing av overvann fra veg gir mulighet for valg mellom naturbaserte, ”modifiserte” 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 rensemessig:

- 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 byger 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.

Begrunnelsen for å fremheve disse to prinsippene er grunnleggende sett at man etterligner de prosesser som naturlig finner sted i våre omgivelser:

- I våte overvannsbasseng etterlignes de naturlige renseprosesser som finner sted i grunne innsjøer
- Ved infiltrasjon etterlignes den rensing som finner sted ved regnvannets naturlige transport i jord

I begge tilfellene dreier det seg om rensesystemer som er i tråd med naturens egen måte å håndtere regnvannet på. Ved en korrekt utforming, dimensjonering og drift av slike anlegg, vil man oppnå en bærekraftig rensing av overvann fra våre vegsystemer.

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

I bymessige områder der tilgjengelig areal til rensetiltak er mindre, kan god renseeffekt oppnås med mer tekniske metoder. To metoder skal fremheves i den sammenheng; Sandfilter og ballastet flokkulering.

Vaskevann fra tunnel kan renses i basseng. Bassenget bør ha kapasitet til å samle alt vaskevannet fra hver vaskeomgang. Oppholdstiden i bassenget bør være min. 2 uker før utslipp til resipient.

For alle typer renseløsninger anbefales at de kombineres med forrensings-/forsedimenteringsenhet. Dette vil sikre en bedre funksjon og redusere vedlikeholdet i renseanlegget.

7. Landskapsmessige forhold

7.1. 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 vegetasjonsetablering.

7.2. 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 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, i vurderingen av egnet lokalisering og under bygging.

7.3. Utforming

Estetisk er et basseng med permanent vannspeil å foretrekke. Et vått overvannsbasseng vil en ofte velge å gi en naturlik 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.

7.4. 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 planting.

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.

7.5. Landskapsarkitektonisk og økologisk kompetanse

De skisserte problemstillingene tilsier at landskapsarkitekt bør knyttes til prosjektet allerede i en tidlig planfase og følge prosjektet.til ferdig anlegg Planleggingen og byggingen av de naturbaserte anleggene bør prioriteres på lik linje med andre elementer i veganlegget. Erfaringen fra en rekke dammer viser at landskapstilpasningen er lite tilfredsstillende. Gode intensjoner i planfasen er ofte ikke fulgt opp i byggefasen. Gode anlegg som skal tjene både rensing og landskapsestetikk forutsetter at teknikk og landskapsbilde er godt sammensmeltet.

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.

8. Litteratur

ASCE & USEPA (1999), Development of Performance Measures – determining urban stormwater best management practice (BMP) removal efficiencies, ASCE (American Society of Civil Engineers) and USEPA (US Environmental Protection Agency), pp 32.

Ashley, R.M., J.-L. Bertrand_Krajewski, T. Hvitved-Jacobsen and M. Verbanck (2004), Solids in sewers, IWA Publishing, pp 340. ISBN 1-900222-91-4.

Bank, F.G. (2003): Highway stormwater runoff – water quality impacts and mitigation, Proceedings from a "Course on Road Runoff Characteristics and Impacts Reduction", Proceedings produced by Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Lisbon, Portugal, October 13-15, 2003, 23-74.

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.

Barbosa, A.E. and T. Hvitved-Jacobsen (2001), Infiltration pond design for highway runoff treatment in semi arid climates, ASCE (American Society of Civil Engineers) Journal of Environmental Engineering, 127(11), 1014-1022.

Bäckström, M. (2002), Grassed Swales for Urban Storm Drainage. Doctoral Thesis. Luleå University of Technology.

Barret, M.E., R.D. Zuber, E.R. Collins, J.F. Malina, R.J. Charbeneau and G.H. Ward (1993), A review and evaluation of literature pertaining to the quantity and control of pollution from highway runoff and construction, Center for Research in WaterResources, Bureau of Engineering Research, University of Texas at Austin, TX, USA.

Barrett M.E., Walsh P.M., Malina J.F. and Charbeneau R.J., (1998), Performance of vegetative controls for treating highway runoff. Journal of Environmental Engineering, Vol.124, No.11, pp. 1121 – 1128.

Barrett, M.E. (2005), Performance comparison of structural stormwater best management practices, Water Environment Research, 77(1), 78-86.

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.

Bækken, T., Avolio C.M., Veidel A., og M. Willberg (2005): PORECA – Forurensingsreduserende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekkene. NIVA rapport LNR 4935-2005 (in prep).

Chang, G.C, J.H. Parrish, C. Soeur and A.S. Librach (1990), Removal efficiencies of stormwater control structures, Environmental Resources Management Division, Environmental and Conservation Services Department, Austin, Texas, USA.

City of Austin (1998), Environmental criteria manual, Environmental and Conservation Services Department, Austin, TX, USA.

Coppes, J.G.A. (1985), Vuiluitworpreducerende voorzieningen en afvoerregulerende middeln in rioolstelsels, H20, nr. 8.

COWI AS, (2001). Ringveg nord, Tønsberg. Håndtering av overvann og tunnelvann. Konsekvenser for vannforhold. (I samarbeid med Noteby AS).

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/IAWPRC joint specialized Conference on Coagulation, Floculation, Filtration, Sedimentation and Flotation, Jönköbing, Sweden; Water Supply, vol. 8, 141-150.

Ellis, J.B. and D.M. Revitt (1991), report no. NRA 43804/MID.012, Middlesex Polytechnic, UK.

EU (2000), European Commission's Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html.

FHWA (1996), Evaluation and management of highway runoff water quality, US Federal Highway Administration, Publication No. FHWA-PD-96-032, pp 457.

Geiger, W. und Dreiseitl (1995), Neue Wege für das Regenwasser, Oldenbourg Verlag. ISBN 3-486-26259-9.

Gervin, L and H. Brix (2001), Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a vertical-flow constructed wetland system, Water Science & Technology, 44(11-12), 171-176.

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 Departement of Transportation.

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

Hogland, W. och T. Wahlman (1990), Enhetsöverbyggnad - hydrologiska och vägtekniska egenskaper, rapport R90:1990, Byggforskningsrådet.

Horner, R.R. (1993), Biofiltration for storm runoff water quality control, prepared for the Washington State Department of Ecology, Center for Urban Water Resources Management, University of Washington, Seattle, WA, USA.

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

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.

Ledin, A., K.P.S. Auffarth, R. Boe-Hansen, E. Eriksson, H.-J. Albrechtsen, A. Baun og P.S. Mikkelsen (2004), Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer, Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 48, Miljøstyrelsen, pp 120.

Lorant, F.I., (1992), Effects of pipes median vs. open ditch drainage on stormwater quality. Reasearch and Development Branch, Ministry of Transportation, Ontario, report no. MAT-92-04.

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 avdeling.

Metcalf & Eddy (2003), Wastewater engineering – treatment and reuse, McGraw Hill, 4th edition, pp 1819.

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.

Miljøstyrelsen (1993), Spildevandsforskning 1987-1992, Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 52, pp 337. ISBN 87-7810-104-2

NTNF (Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd) (1986), Driftundersøkelse av virveloverløp, projektrapport 48/86, Trondheim, Norge.

Nichols, E.J. (2004), Stormwater filtration – system gains regulatory recognition, Water & Wastewater International, vol. 19(3), 30-31.

Northern Virginia Planning District Commission and Engineers and Surveyors Institute (1992), Northern Virginia BMP Handbook, A Guide to Planning and Designing Best management Practices in Northern Virginia, Annandale, VA, USA.

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

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.

Pettersson, T.J.R., J. German and G. Svensson (1999), Pollutant removal efficiency in two stormwater ponds in Sweden. In: I.B. Joliffe and J.E. Ball, Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, August 30 – September 3, 1999, 866-873. ISBN 0-85825-718-1.

PH-Consult (1989), Bearbejdning af danske måledata af regn og stoftransport, rapport til Miljøstyrelsen, pp 86.

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 (1998), The Actiflo Method, Water Science & Technology, 37(1), 269-275.

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.

Roseth, R. og Amundsen, C.E., (2004). Vann og veg. Filterløsninger for overvann og vaskevann fra tunneler. Jordforsk rapport nr. 90/04.

Roseth, R., Amundsen, C. E. og Meland, S., 2004/2005. Forurensningsproduksjon i sterkt trafikkerte vegtunneler. Festnings-, Granfoss- og Nordbytunnelen. Jordforsk rapport 116/04 (in prep.).

Roseth, R. og Søvik, A. K. 2004. Vann og veg. Binding og nedbrytning av rengjøringsmidler brukt til vask av tunneler og annet vedlikehold av veg. Jordforsk rapport 113/04

Roseth, R. og Amundsen, C. E. 2003. Vaskevann fra vegtunneler – forurensningsstoffer og behandling. Kommunalteknikk nr. 5 2003: s 16-19.

Snilsberg, P., C. E. Amundsen og R. Roseth 2002. Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning - undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg langs ny E6 Korsegården - Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001. Jordforsk rapport 13/02.

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.

Statens vegvesen., 2004: Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge. Rapport nr UTB 2004/08.

Statsbygg, 2004, Åpne overvannsløsninger – erfaringer og anbefalinger. Rapport, 40 s.

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.

Young, J.C. and F.G. Edwards (2003), Factors affecting ballasted flocculation reactions, Water Environment Research, 75(3), 263-272.

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. og Bækken,T:, 1997. Utslipp av vaskevann fra Nordbytunnelen til årungselva. Undersøkelse av biologiske effekter (GEOfuturum as/NIVA).

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.

Åstebøl, S.O. and T. Hvitved-Jacobsen (2004), Sustainable stormwater management at Fornebu – from airport to an industrial and residential area of the city of Oslo, Norway, Proceedings from the 7th International Highway and Urban Pollution Symposium, Barcelona, Spain, May 20-23, 2002, pp 9.

Åstebøl, S.O. og Coward, J.E., 2004, Overvåkning av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudskrysset i Oslo.

Vedlegg 1

Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge

Sammendrag fra Statens vegvesen rapport UTB 2004/08

Følgende mål ble definert for prosjektet "Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord" i Norge:

1. Lage en oversikt over hvilke forurensninger det kan og bør lages utslippsfaktorer for.
2. Lage en oversikt over relevant datamateriale som kan danne grunnlag for utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge.
3. Beregne totalproduksjon av forurensninger fra veg og lage forslag til utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge.
4. Gjennomføre målinger av utslipp fra veg til vann og jord i Norge som kan brukes for å verifisere at de foreslåtte utslippsfaktorene er relevante for norske forhold.

Totalproduksjon av forurensninger fra veg ble definert som den totale mengden forurensning som genereres fra vegen som følge av biltrafikk og drift av veg. Dette inkluderer slitasje fra veg og kjøretøyer, utslipp fra forbrenningsmotorer, samt tilført materiale ved drift av veg (bl.a. salting).

Utslipp til vann ble definert som den mengden forurensning som transporteres fra vegen med vegavrenning (overvann) via drenssystem til overflatevann. Forurensninger som transporteres gjennom umettet sone og ned til grunnvannet ble ikke inkludert i utslippsfaktorene til vann.

Utslipp til jord ble definert som den mengden forurensning som transporteres fra vegen og som avsettes på jord i vegens nærhet (her: innenfor en sone på 40 meter fra vegen). Forurensninger som transporteres vekk fra dette området ("langtransport") ble ikke inkludert i utslippsfaktorene til jord.

Utslippsfaktorene til jord og vann (totalproduksjon, vann, jord) blir angitt som den mengden forurensning (gram) som produseres per kilometer veg per år (g/km/år).
I rapporten foreslås utslippsfaktorer for veger med følgende trafikkmengde:

ÅDT: 5000, 15000, 30000, 60000 og 100000.
Utslippsfaktorer for veger med trafikktetthet som ligger mellom de foreslåtte klassene kan beregnes ved å interpolere innenfor så små intervaller som mulig dvs. ved bruk av ÅDT-klassene over og under den ÅDT som skal beregnes. Det antas en lineær sammenheng ved interpoleringen.

Totalproduksjonen av forurensninger fra veg (g/km/år) ble estimert på bakgrunn av norske data for utslipp av Pb og PAH fra forbrenningsmotorer, norske data for slitasje av vegdekke og innhold av forurensninger i vegstøv, samt utenlandske data for utslipp fra bremser, dekk og vegutstyr (Tabell 0-1). Utslippsfaktorer basert på beregninger gjort av NIVA er inkludert, samt resultatene av de målingene som ble gjort av forurensningsproduksjon i Nordbytunnelen (antatt tilnærmet totalproduksjon). Målingene i Nordbytunnelen ble gjort som en del av verifiseringsmålingene.

Tallene i Tabell 0-1 viser at det er god overensstemmelse mellom beregnet totalutslipp (totalproduksjon) og NIVAs utslippsfaktorer, bortsett fra for kobber. Tallene for totalproduksjon basert på målinger fra Nordbytunnelen er betydelig lavere enn NIVAs utslippsfaktorer, spesielt for Pb, Hg, N og PAH. Noe av årsaken til dette er at det forsvinner en god del partikler og gasser gjennom tunnelåpningen og ventilasjonssystemer.

De beregnede totalutslippene stemmer bra overens med andre internasjonale data for totalproduksjon av forurensninger fra veg. Da det samtidig er god overensstemmelse mellom de beregnede totalutslippene og NIVAs utslippsfaktorer, anbefaler vi å bruke beregnede totalutslipp gitt i Tabell 0-1 som estimat for totalproduksjon av forurensninger fra veg.

Tabell 0-1: Utslippsfaktorer for totalproduksjon av forurensninger fra veg. Enhet: g/km/år.

	ÅDT	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Hg	P	N	SS	Olje	PAH	BaP
Beregning av totalt utslipp Norge	5000	1027	7817	15571	5	617	465	1,1	9508				77	
	15000	2142	11944	17901	11	1665	1257	3,0	25672				173	
	30000	3891	18497	21602	21	3331	2513	6,0	51345				347	
	60000	7390	31604	29003	41	6662	5026	12	102689				694	
	100000	12056	49081	38871	67	11103	8377	20	171149				1156	
Utslippsfaktorer NIVA	35000	4500	30000	3300	50	1500	1200		30000	96000			600	9,0
Verifisering Måling Nordbytunnelen	25200	223	19654	1253	8,6	426	344	0,20	13980	9887	19843697	68903	44	1,20

Tabell 0-2: Sammenstilling av ulike konsentrasjonsdata for avrenning fra veg.

			Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	P	N	SS	Olje	PAH	BaP
Datakilde	Tidsrom	ÅDT	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
Storm Tac		5000	13,5	38	62	0,24	1,0	1,15	0,10	0,15	1,65	82	0,17	0,8	0,007
		15 000	20,5	59	116	0,32	2,6	2,45	0,10	0,20	1,95	95	0,51	1,2	0,021
		30 000	31	72	197	0,44	5,0	4,4	0,10	0,24	2,4	115	1,02	1,5	0,042
		60 000	52	85	359	0,68	9,8	8,3	0,10	0,28	3,3	154	2,04	1,8	0,084
		100 000	80	94	575	1,00	16	13,5	0,10	0,31	4,5	206	3,4	2,0	0,14
E6 Skullerud Sept 2002-nov	2002	42 000	4	43	33					0,08	0,85	30	0,9		
E6 Skullerud Mai 2003-april	2004	42 000	17,1	86	273	0,21					1,45	276	4,96	1,8	
E6 Smihagan Okt 2003-mars	2004	27 200	5,5	18	145	0,73	10,0	8,4	0,03	0,24	1,04	103	2,24	0,87	0,03
E6 Jessheim Sept 1980-mai	1982	8 000	182	90	200	8,8	39	50	1,4					3,4	
Storhaug 1996 Høst 1995-vår	1996		13	21	90	0,36	8	11						1,3	

Ved beregning av **utslippsfaktorer fra veg til vann** anbefales å bruke konsentrasjoner av forurensninger i avrenning (fra drensledninger). I nedbørfelt-modellen StormTac finnes data for konsentrasjoner av forurensninger i vegavrenning fra veger med ulik trafikktetthet (ÅDT) (Tabell 0-2). Her er også konsentrasjoner i avrenning fra E6 Skullerudkrysset og E6 Smihagan-Trosterud vist. Dataene fra E6 Smihagan-Trosterud er generert i dette prosjektet som en del av verifiseringen av utslippsfaktorene. Sammenligning av data fra Skullerud (mai 2003-april 2004) og målingene fra E6 Smihagan-Trosterud (oktober 2003-mars 2004) viser at det er en relativt god sammenheng mellom konsentrasjon og ÅDT i disse målingene.

Dataene fra StormTac gir en sammenheng mellom konsentrasjon i avrenning og ÅDT som stemmer relativt godt overens med norske data (Tabell 0-2). Da det fortsatt finnes få norske avrenningsdata fra veg mener vi det er grunn til å bruke tallene fra StormTac for å beregne utslipp fra veg til vann. Norske data viser konsistent lavere konsentrasjoner for Pb, Hg og N enn de som finnes i StormTac. Det foreslås derfor å redusere konsentrasjonene for disse parametrene med 50 % i forhold til de som er beregnet i StormTac når utslipp fra veg til vann skal beregnes.

Ved beregning av utslippsfaktorer fra veg til vann er det antatt at det er en sammenheng mellom trafikktetthet og vegareal (Tabell 0-3).

Tabell 0-3: Sammenheng mellom trafikktetthet (ÅDT), vegbredde og vegareal per kilometer. Beskrivelse av vegen er også gitt.

ÅDT	Vegbredde (m)	Areal (m^2)	
5000	8	8000	Tofelts veg u/midtdeler
15 000	10	10000	Tofelts veg u/midtdeler
30 000	20	20000	Firefelts veg m/midtdeler
60 000	25	25000	Firefelts veg m/midtdeler
100 000	30	30000	Seksfelts veg m/midtdeler

I beregningene av utslippsfaktorer fra veg til vann (Tabell 0-4) er konsentrasjonsdataene fra StormTac benyttet (Pb, Hg og N er redusert med en faktor 0,5), vegarealet som vist i Tabell 0-3, samt 80 % avrenning av en årsnedbør på 800 millimeter.

I Tabell 0-4 er også vist målt avrenningen (g/km/år) fra E6 Skullerudkrysset og E6 Smihagan basert på faktisk vannføring (ikke 80 % avrenning av 800mm nedbør). En sammenligning viser at forskjellige avrenningsmønster og muligens forskjellig oppsamlingseffektivitet av vegavrenningen, vil gi svært forskjellige totalavrenningstall. Gjennomsnittlig målt avrenning på strekningen E6 Smihagan-Trosterud var på bare 7.7 % av årsnedbør, mens den for E6 Skullerudkrysset er på ca. 77%.

Det er grunn til å se nærmere på hvor stor avrenningen faktisk er i forhold til årsnedbør på vegstrekninger uten tetting i veggrøfter og med vegetasjonsdekte midtdelere og lav eller ingen helling på vegbanen.

Inntil det blir generert flere norske data for sammenhengen mellom konsentrasjoner i avrenning fra veg og trafikktetthet, anbefaler vi å benytte verdiene i Tabell 0-4 som utslippsfaktorer fra veg til vann.

Datagrunnlaget for beregning av **utslippsfaktorer fra veg til jord** er dårligere enn for vann. Det finnes ingen norske undersøkelser av nyere dato som kan legges til grunn andre enn de målingene som er gjennomført i dette prosjektet.

Internasjonale undersøkelser av spredning av forurensninger fra veg til jord viser at nedfallet varierer mye fra lokalitet til lokalitet. Støvnedfallet er samtidig svært avhengig av de klimatiske forholdene på stedet, forhold som varierer mye fra år til år.

På strekningen E6 Smihagan-Trosterud er målt støvnedfall betydelig større enn målt avrenning (Tabell 0-5), noe som skyldes lav avrenning på denne strekningen i måleperioden.

Anbefaling: totalproduksjon av forurensninger fra veg
De beregnede totalutslippene stemmer bra overens med andre internasjonale data for totalproduksjon av forurensninger fra veg. Da det samtidig er god overensstemmelse mellom de beregnede totalutslippene og NIVAs utslippsfaktorer, anbefaler vi å bruke beregnede totalutslipp gitt i Tabell 0-1 som estimat for totalproduksjon av forurensninger fra veg.

Anbefaling: utslipp fra veg til vann
Inntil det blir generert flere norske data for sammenhengen mellom konsentrasjoner i avrenning fra veg og trafikktetthet, anbefaler vi å benytte verdiene i Tabell 0-4 som utslippsfaktorer fra veg til vann.

Anbefaling: utslippsfaktorer fra veg til jord
Da det norske datagrunnlaget er tynt og det er knyttet stor usikkerhet til sammenhengen mellom trafikktetthet og støvnedfall langs veg, kommer vi ikke med anbefalinger om utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til jord nå. Et grovt anslag vil være å anta at støvnedfallet er like stort som avrenningen. Internasjonale undersøkelser gir også en indikasjon på at et slikt anslag kan brukes.

Tabell 0-4: Utslippsfaktorer fra veg til vann. Enhet: g/km/år.

	ÅDT	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	P	N	SS	Olje	PAH	BaP
Anbefalte utslippsfaktorer til vann	5000	35	196	317	1,2	5,1	5,9	0,26	745	4224	421074	870	4,0	0,04
	15000	66	377	742	2,0	17	16	0,32	1312	6240	609542	3264	7,8	0,13
	30000	198	920	2522	5,6	64	56	0,64	3105	15360	1468685	13056	19	0,54
	60000	416	1359	5744	11	157	133	0,80	4482	26400	2459856	32640	28	1,3
	100000	768	1814	11040	19	311	259	0,96	5910	43200	3950227	65280	38	2,7
Målt avrenning: E6 Skullerudkrysset	42000	253	1271	4035	3,10					21000	4079000	73000	27	
Målt avrenning: E6 Smihagan-Trosterud	25200	12	41	327	1,65	22	19	0,06	541	2349	228469	4525	1,7	0,06

Tabell 0-5: Målt støvnedfall og avrenning langs E6 Smihagan-Trosterud. Enhet: g/km/år.

	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	P	N	SS	Olje	PAH	BaP
Støvnedfall	157	394	1716	4,03	590	125		8651					
Avrenning	12	41	327	1,65	22	19	0,06	541	2349	228469	4525	1,7	0,06

Forkortelser

SS	Suspendert materiale, partikler bestående av organisk og uorganisk materiale.
Tot-N	Totalt innhold av nitrogen
Tot-P	Totalt innhold av fosfor

Metaller og andre grunnstoff:

As	Arsen	Cu	Kopper	Ni	Nikkel		
Cd	Kadmium		Fe	Jern	Pb	Bly	
Cl	Klorid	Hg	Kvikksølv		V	Vanadium	
Cr	Krom	Na	Natrium	Zn	Sink		
Pt	Platina	Pd	Palladium				

Organiske miljøgifter

CB	klorbenzener
HC	hydrokarbon forbindelser
HCB	heksaklorbenzen
MTBE	metyltertiærbutyl eter, tilsettingsstoff i bensin
NMVOC	Flyktige organiske forbindelser unntatt metan
PAH	polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCB	polyklorerte bifenyler

Vedlegg 2

Status for den internasjonale innsatsen for rensing av overvann fra veg.

Innledning

Tidligere er det utarbeidet en rapport 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.

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.

Det er av administrative og driftsmessige årsaker viktig å notere seg ovennevnte punkt 2, nemlig at man ikke kan legge til grunn at det fastsettes bestemte grenseverdier for utslipp av forurensningsstoffer i overvann som skal overholdes av den ansvarlige vegmyndighet. Begrunnelsen er at et slikt krav i praksis ville medføre at miljømyndighetene skulle føre kontroll eller pålegge vegmyndigheten en egenkontroll med et meget stort antall overvannsutslipp fra veg. Måten å løse denne problemstillingen på er å innføre indirekte krav i form av en "Best Available Technology" (BAT) konkretisert i form av en brukbar rensemetode som er definert med en hensiktsmessig utforming og et dimensjoneringskriterietilpasset den aktuelle situasjonen. Som et resultat av denne tankegangen er det i kap.6 beskrevet et antall "Best Management Practices" (BMPs) dvs. metoder, som anses som hensiktsmessige for løsning av forurensningsmessige problemstillinger i forbindelse med overvannsutslipp fra veger.

Når det gjelder utviklingen i de nordiske land kan det konstateres at den tydelig har gått 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. Som følge av dette er det i kap.5 omtalt et utvalg av

rensemetoder (BMP's) der det er lagt vekt på den enkelte metodes funksjon. Det blir med bakgrunn i denne veiledende beskrivelsen opp til den enkelte bruker å velge metode for den aktuelle situasjon.

Forskningsmessig innsats

Nåværende kunnskap om vannforurensning fra veg, er bygd opp i løpet av de siste 30-40 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 forurensningsmessige 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 forurensningsstoffer, 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 forurensningstilsynet, , USEPA (USEnvironmental Protection Agency) og den amerikanske vegmyndigheten USFHWA (US Federal Highway Administration), var aktive i denne forbindelse. Det er særlig viktig at vedtaket av "the Clean Water Act" betydde at "the National Urban Runoff Program" (NURP) ble gjennomført i perioden 1978-83 (NURP, 1983). Den kunnskapen som dermed ble etablert om overvannets forurensningsmessige virkninger og rensingen av dette gav grunnlag for at "the National Stormwater Program" kunne implementeres, første del i 1992 med en seneste versjon i 2003. En lang rekke teknologiske "villskudd" for rensing av overvann ble med gjennomføringen av NURP, luket bort. I Europa kan vi være med å høste fruktene i form av kunnskap og de mange erfaringer med håndtering av overvann som er oppnådd i USA. Som de nevnte årstall indirekte viser, tar en slik prosess tid.

I USA er det fra midten av 1980-tallet og frem til i dag, generelt kun skjedd moderate fremskritt på det forsknings- og kunnskapsmessige område. Det er det generelle inntrykk, at USFHWA er inne i en implementeringsfase og at det legges vekt på metoder for såvel rensing som stoffreduksjon ved kilden, (Bank, 2003).

Samtidig har det vært stigende aktivitet i Europa (Barbosa and Hvitved- Jacobsen,1996). Den kunnskapen som primært er etablert i Europa de siste ca. 15 år, kan sees direkte i lys av de foregående ca. 30 års kunnskapsoppbygging i USA. I Europa er det etablert en lokal kunnskap om forurensningens omfang og de naturbaserte metoder for rensing har avgjort slått igjennom. Ikke minst i England omfatter undersøkelsene de økologiske og rekreative påvirkninger av overvannsavrenningen. I Tyskland har man særlig bidratt med et stort og meget varierende prosjektprogram i form av forskjellige utforminger av velkjente rensemetoder, som er tilpasset de aktuelle omgivelser og lokale krav (Geiger und Dreiseitl, 1995).

I dag baseres både utforming og dimensjonering av de naturbaserte metoder på et empirisk grunnlag der erfaringen fra tidligere anlegg blir det bærende utgangspunkt for etablering av nye anlegg. Det er behov for en forskning som gir en mer konseptuell inngang til problemstillingen ved økt kunnskap om de styrende prosesser i denne type anlegg på samme måte som det i dag er mulig for anlegg for rensing av bolig- og industriavløp. Dette vil kreve omfattende prosesstudier, men belønningen vil bli mere effektive anlegg tilpasset den enkelte situasjon.

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. 20 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.

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.

De naturbaserte metoder utnytter grunnleggende sett regnvannets naturlige transportveier og tilsvarende naturlige løpende fysiske, kjemiske og biologiske prosesser for de transporterte forurensningsstoffer. Naturbaserte metoder krever derfor i utgangspunktet ingen energitilførsel utenfra verken i form av pumping, lufting eller kjemikaliedosering. Metodene er derfor grunnleggende sett bærekraftige rensetiltak.

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, USA og Canada har kunnskap og lovgivningsmessig grunnlag som taler for en slik utvikling.

Det er i den sammenheng avgjørende å merke seg at EU`s rammedirektiv for vann som ble vedtatt av EU-kommisjonen i 2000 skal være fullt implementert i 2015 (EU, 2000). Direktivet fatsetter retningslinjer for den integrerte opprettholdelsen av høy vannkvalitet i hele vannets kretsløp bestående av ferskvann (innsjøer og elver), kystnære farvann samt grunnvann. Vannet skal i denne sammenheng oppfattes som en helhet og ha en kvalitet som "nærmer seg naturtilstanden". Selv om detaljene i hvordan direktivet implementeres ikke enda er kjent, må det tas for gitt at håndteringen av overvann fra byer og veger vil komme til å være et vesentlig tema. Rensing og håndtering av overvann i overenstemmelse med "naturens egen metode" blir uten tvil sentral. Ved utarbeidelsen av kap.5 har dette forholdet spilt en vesentlig rolle. Riktignok er det i skrivende stund 11 år til den fulle implementering av direktivet, men sett i forhold til oppgavens omfang må dette betraktes som kort tid.

Statens vegvesen
Vegdirektoratet
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO
Tlf: (+47 915) 02030
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen