



Statens vegvesen

# NORWAT - Nordic Road Water

Veg og vannforurensning - En litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull

VD rapport

Vegdirektoratet

Nr. 46



Vegdirektoratet  
Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen  
Miljø  
November 2011

# VD rapport

## Tittel

NORWAT - Nordic Road Water  
Veg og Vannforurensning

## Undertittel

En litteraturgjennomgang og identifisering  
av kunnskapshull

## Forfatter

Svein Ole Åstebøl, Thorkild  
Hvitved-Jacobsen, Jesper Kjølholt

## Avdeling

Trafikksikkerhet, miljø- og  
teknologiavdelingen

## Seksjon

Miljø

## Prosjektnummer

603019

## Rapportnummer

Nr. 46

## Prosjektleder

Jørn Ingar Arntsen

## Godkjent av

J. I. Arntsen, S. Meland, K. Wike

## Emneord

Vegavrenning, forurensning, miljøgifter,  
rensing, tunnelvask

## Sammendrag

I foreliggende rapport er det foretatt en vurdering av dagens kunnskapsstatus, og identifisering av kunnskapsmangler om vannforurensning fra bygge- og driftsfasen av vegnettet inkludert tunnelvaskevann. Statens vegvesen (SVV) sitt overordnede kunnskapsmål er å gjøre etaten i stand til å bygge og drifte vegnettet på en mest mulig miljøforsvarlig måte. Rapporten er inndelt i 4 hovedtemaer:

1. Utslipp fra anleggsdrift
2. Vegavrenning
3. Miljøgifter
4. Rensetiltak

Antall sider 66

Dato November 2011

# VD report

## Title

NORWAT - Nordic Road Water  
Road and Water Pollution

## Subtitle

A Review and Identification of Research  
Gaps

## Author

Svein Ole Åstebøl, Thorkild  
Hvitved-Jacobsen, Jesper Kjølholt

## Department

Traffic Safety, Environment and Technology

## Section

Environmental Assessment Section

## Project number

603019

## Report number

No. 46

## Project manager

Jørn Ingar Arntsen

## Approved by

J. I. Arntsen, S. Meland, K. Wike

## Key words

Road runoff, pollution, contaminants,  
treatment, tunnel wash

## Summary

The present report summarizes the current knowledge, and in addition, identifies research gaps related to water pollution in terms of the building- and operation phase of the road network including tunnel wash water runoff. The overall aim for The Norwegian Public Roads Administration (NPRA) is to build and operate the road network in an environmental and sustainable way. The report is divided in 4 main topics:

1. Discharge from building activity
2. Road runoff
3. Contaminants
4. Treatment measures

Pages 66

Date November 2011

Statens vegvesen Vegdirektoratet

## **NORWAT Nordic Road Water**

Veg og vannforurensning - en  
litteraturgjennomgang og identifisering av  
kunnskapshull

November 2011

Oppdragsnr. A017570/134878

Utgivelsesdato: 21.11. 2011

Oppdragsgivers kontaktperson: Jørn Ingar Arntsen

Prosjektleder i COWI: Svein Ole Åstebøl

Utarbeidet Svein Ole Åstebøl, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Jesper Kjølholt

Kontrollert Stein B. Olsen

Godkjent Rolf Sverre Aksnes

## Forord

Foreliggende rapport inngår som grunnlag for Statens vegvesen Vegdirektoratet (SVV) sin planlegging av et flerårig FoU-prosjekt (NORWAT - Nordic Road Water) innen veg og vannforurensning. Prosjektet ble påbegynt i juni og rapportutkast ferdigstilt i august 2011.

I rapporten er det foretatt en gjennomgang og vurdering av sentral litteratur som grunnlag for å identifisere kunnskapsstatus og kunnskapsmangler. Oppgaven omfatter ikke virkninger av vegsalt. Dette temaet inngår i et annet pågående etatsprosjekt Saltsmart.

Rapporten er forfattet av Svein Ole Åstebøl (COWI), Thorkild Hvitved-Jacobsen (Aalborg Universitet/HV-Consult ApS) og Jesper Kjølholt (COWI Danmark/Lyngby). Svein Ole Åstebøl har vært prosjektleder.

Kontaktperson i Statens vegvesen Vegdirektoratet har vært Jørn Ingar Arntsen.

Oslo, 21.11. 2011

Svein Ole Åstebøl

## **Innholdsfortegnelse**

<b>1</b>	<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Innledning</b>	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>Kunnskapsmål</b>	<b>9</b>
<b>4</b>	<b>Kunnskapsstatus og -mangler</b>	<b>10</b>
<b>4.1</b>	<b>Utslipp fra anleggsdrift</b>	<b>10</b>
4.1.1	Dagens kunnskapsnivå	10
4.1.2	Kunnskapsmangler	15
<b>4.2</b>	<b>Vegdrenering og avrenning</b>	<b>16</b>
4.2.1	Dagens kunnskapsnivå	16
4.2.2	Kunnskapsmangler	18
<b>4.3</b>	<b>Miljøgifter i vegvann og tunnelvaskevann</b>	<b>19</b>
4.3.1	Innledning	19
4.3.2	Dagens kunnskapsnivå	19
4.3.3	Kunnskapsmangler	39
<b>4.4</b>	<b>Rensing av vegvann og tunnelvaskevann</b>	<b>41</b>
4.4.1	Innledning	41
4.4.2	Dagens kunnskapsnivå	41
4.4.3	Kunnskapsmangler	47
<b>5</b>	<b>Referanser</b>	<b>50</b>

**Vedlegg: Forslag til FoU-aktiviteter**

## 1 Sammendrag

I foreliggende rapport er det foretatt en vurdering av dagens kunnskapsstatus, og identifisering av kunnskapsmangler om vannforurensning fra bygge- og driftsfasen av vegnettet inkludert tunnelvaskevann.

Statens vegvesen (SVV) sitt overordnede kunnskapsmål er å gjøre etaten i stand til å bygge og drifte vegnettet på en mest mulig miljøforsvarlig måte.

Rapporten er inndelt i 4 hovedtemaer: Utslipp fra anleggsdrift, vegavrenning, miljøgifter og rensetiltak

### **Utslipp fra anleggsdrift**

Utslipp av driftsvann fra tunneldriving er en viktig utslippsskilde fra anleggsdrift. De miljømessige konsekvensene er knyttet til utslipp av driftsvann med høye konsentrasjoner av partikler, olje, nitrogenforbindelser samt høy pH som kan ha negative virkninger for vannlevende organismer. Høy pH sammen med nitrogenforbindelser resulterer i dannelse av ammoniakk som er akutt giftig i lave konsentrasjoner. Erfaringer viser at tunnelvann lar seg rense, men hovedspørsmålet er hvor omfattende rensingen skal være relatert til resipientsituasjon og kostnad.

Erosjon i dagsone inntreffer i særlig omfang i områder med lett eroderbar jord. Vannlevende organismer har en høyere tåleevne overfor naturlige jordpartikler sammenlignet med partikler fra sprengningsarbeider. Aktuelle erosjonsdempende tiltak er kjent kunnskap.

Avrenning fra sulfidholdige bergarter kan i enkelte områder av landet medføre sur avrenning som har direkte negativ effekt på vannlevende organismer. Problemet har et begrenset omfang i norsk veg- og jernbaneutbygging.

Det er behov for mer kunnskap om tålegrenser ved utslipp av driftsvann fra tunnelbygging. Det er behov for å optimalisere renseløsninger i forhold til utforming og drift med særlig vekt på partikler og pH. Utforming av erosjonsdempende tiltak er godt kjent, men det er behov for å utprøve og demonstrere integrering av tiltaksgjennomføring i anleggsprosessen. Dette kan gjøres som fullskala demonstrasjonsprosjekter i pågående vegprosjekter.

### **Vegdrenering og -avrenning**

Trafikkforurensninger spres via luft og avrenning. Det avsettes omtrent like mye forurensning på terreng langs veg som det transporteres med vegens overvann. Vegens sideterreng, grøfter og sandfang bidrar til å holde tilbake trafikkforurensninger. Ulike tiltak kan forbedre tilbakeholdelsen av forurensninger. Tilrenning av terrengvann til vegens grøfter og svakt utviklet vegetasjonsdekke vil på den annen side øke utslippet av trafikkforurensninger til resipient.

Det er behov for mer kunnskap om hvordan tilbakeholdelsen av forurensninger langs vegnettet kan forbedres (kfr. tema rensing). Dette kan være endret utforming av grøfter og sidearealer og bedre design av sandfang etc. Når det gjelder løsninger for håndtering av terrengvann og etablering av vegetasjonsdekke, foreslås dette utprøvd som demonstrasjonsprosjekter i pågående utbyggingsprosjekter.

### **Miljøgifter**

Kildene til forurensning av vegvann med miljøgifter kan deles opp i noen hovedtyper: Selve vegtrafikken (inkl. akutte utslipp), vegdekke og andre vegtekniske installasjoner, drift- og vedlikeholdsaktiviteter samt generell atmosfærisk nedfall. Kildene til de viktigste forurensninger er normalt slitasje av dekk og bremses samt forbrenningsprodukter. I tillegg kommer sesongbestemte kilder, primært vegsalting om vinteren.

Omfanget av avrenning fra veger og sammensetningen av vegvannet påvirkes av ytterligere en rekke forhold ut over selve forurensningskildene: Nedbørshendelsenes karakter (intensitet, varighet etc.), klimaforholdene generelt, terrengets karakter samt vegens overflate og avløpssystemets utforming. Et fenomen kaldt "first flush" er særlig blitt diskutert og undersøkt gjennom en årrekke. Betydningen av first flush synes å variere en hel del, men det observeres oftest og mest uttalt for partikkelbundne forurensninger.

Det må i dag betegnes som veldokumentert at vegvann inneholder et betydelig antall tungmetaller og organiske miljøgifter, men at det primært er de materialer som slites mest ved bruk av vegene (dekk og bremses samt selve vegdekket) som betyr mest. Det dreier seg særlig om metallene bly (avtakende), kobber og sink samt til dels nikkel og krom. I tillegg kommer PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) som primært fremkommer ved ufullstendige forbrenningsprosesser, men som også finnes i asfalt og oljeprodukter. Også mer spesielle tungmetaller/sporelementer som antimon og molybden samt wolfram fra piggdekk og palladium/platina fra katalysatorer, er trafikkrelaterte. Endelig forekommer det stoffer knyttet til understellsbehandling (DEHP, [di-\(2-ethylhexyl\)-ftalat](#), og andre ftalater) og bruk av andre bilpleieprodukter (NPE, nonylfenoethoxylater). Nivåene er meget varierende, men for de nevnte stoffenes vedkommende er det påvist direkte korrelasjon med trafikkmengden.

Tunnelvaskevann inneholder de samme stoffer som vegvann pluss komponenter fra vaskemidler. Stoffkonsentrasjonen i tunnelvaskevann er markant høyere enn i vegvann.

Det er påvist at vegvann (særlig ved store trafikkårer) har innhold av noen stoffer som er høyere enn effektnivåer som er påvist i laboratorieforsøk med standard testorganismer eller er høyere enn gjeldende kravverdier for kvalitet i overflatevann.

Det foreligger bare få undersøkelser av biologiske effekter i virkelige resipienter som mottar vegvann. Typisk har man her bare i begrenset omfang påvist forandringer som kunne tilbakeføres til innholdet av miljøgifter.

Mangler i dagens kunnskap kan knyttes til følgende spørsmål og problemstillinger:

- Hvilke stoffer benyttes i dag ved fremstilling av biler (inkl. dekk mv.), katalysatorer, drivstoff og smøremidler, vegdekke og vegtekniske installasjoner?
- Vet vi nok om utlekking fra relevante materialer og produkter, eller er det behov for utvaskings-/avvaskings- og slitasjetester for noen av disse, for eksempel malinger til veier?
- Hvordan er forholdet mellom oppløste og partikkelbundne fraksjoner av stoffer under forskjellige omstendigheter? Er det eventuelt behov for forfining av oppdelingen i fraksjoner (dvs. ikke bare større eller mindre enn 45µm)?
- First flush, myte eller faktum (inkl. betydning av forskjellige faktorer relatert til stoffer, nedbørshendelser, vegoverflater etc.)?
- Forbedring av modeller for avrenning og spredning av miljøgifter til vegvann og i vegens overvannssystemer?
- I hvilket omfang er det mulighet for forenkling av overvåkning/ måling - kan det benyttes indikatorstoffer/-parametre?
- Kan det i dag observeres biologiske forandringer/skader i vannmiljøet som kan tilbakeføres til utslipp av vegvann/tunnelvaskevann og særlig til dets innhold av miljøgifter?
- Hvilke stoffer forårsaker toksisiteten i vegvann og tunnelvaskevann? Kanskje ytterligere utvikling av TIE (Toxicity Identification Evaluation) med fokus på vegvann?
- Kan det bringes til veie så gode korrelasjoner mellom toksisitet og innholdet av bestemte stoffer/parametre, at disse kan brukes som indikatorer for risiko for biologisk effekt?
- Behov for utvikling av kriterier for iverksettelse av tiltak.



### Rensing av vegvann og tunnelvann

Det foreligger solide erfaringer med rensing av vegvann, i eksempelvis våte bassenger. Kunnskapsnivået er særlig oppnådd de siste 40 år og har frembrakt løsninger som er basert på enkle og effektive konsepter hvor naturens prosesser blir etterlignet. Teknologier for rensing av vegvann kan inndeles i følgende hovedtyper der hver type kan inndeles i et større antall undertyper:

- Enkle bassenganlegg der stoffjerningen i vesentlig grad skjer ved sedimentasjon og adsorpsjon og i betydelig grad er avhengig av vannets oppholdstid i bassenget. Anleggene omfatter bassenger med permanent vannspeil, infiltrasjonsbassenger, våtmarker og bassenger som er delvis tørre mellom regnbygene.
- Anlegg som er utformet som grøfter og kanaler samt vegnære arealer med vegetasjon og som danner transportveger for vegvannet. Anleggene er helt eller delvis tørre mellom regneepisodene. Slike arealer betegnes som bioretensjon-systemer.
- Enkle våte bassenganlegg utbygd for videregående rensing basert på enten adsorpsjon og filtre eller ved felling av forurensninger ved kjemikaliedosering.
- Teknologisk avanserte renseanlegg som ved en styrt og regulert prosesssteknikk fjerner forurensninger i vegvannet.

Våte regnvannsbassenger er vurdert som effektive og enkle renseløsninger som fjerner et stort antall forurensninger i vegvannet og primært de partikulære forurensninger. Der det stilles krav om reduksjon i biotilgjengelighet av oppløste og kolloide stofffraksjoner, må bassengene kombineres med en teknologi som fjerner disse fraksjonene på en effektiv måte. Bare få prosjekter har systematisk og i full skala undersøkt slike løsninger.

Infiltrasjonsanlegg og bioretensjon-systemer er vidt utbredt, men i mindre grad undersøkt med hensyn til deres renseevne.

Hovedparten av de tradisjonelle renseløsninger er basert på sedimentasjon i bassenganlegg. I slike anlegg etableres det biotoper for flora og fauna. Innholdet av forurensninger i vannet og sedimentet kan ha negative effekter for biologien i anlegget.

Vaskevann fra tunneller kan i utgangspunktet renses med de samme renseløsninger som benyttes til vegvann. Hensynet til vaskemidler må spesielt ivaretas.

Sett i forhold til SVV's kunnskapsmål er følgende kunnskapsmangler identifisert:

- Videregående rensing av vegvann og vaskevann fra tunneler

Det er behov for å utvikle løsninger som effektivt fjerner kolloide og oppløste stoffer i tillegg til de partikkelbundne stoffer. Dette omfatter rensing av både vegvann og tunnelvaskevann.

- Rensing i grøftsystemer og anlegg med bioretensjon

Det er behov for å undersøke potensialet for rensing i graskledde grøfter og vegnære sidearealer. Denne type "vegarealer" er ofte oversett med hensyn til muligheter for reduksjon i avrenning og utslipp av forurensninger.

- Naturbaserte renseanlegg som biotoper og toksisitet

Naturbaserte renseanlegg invaderes av dyr og planter og fungerer dermed som biotoper selv om vann og sediment i slike systemer er potensielt toksiske. Det er behov for å se nærmere på de toksiske virkningene på biota.

## 2 Innledning

I de siste 10 - 20 årene har det vært en markant trafikkvekst i Norge. Dette i tillegg til betydelige utvidelser av det eksisterende vegnettet samt bygging av nye veger, har medført økende risiko for negative effekter på miljøet. Forurensning fra veg og trafikk bidrar til utslipp som forårsaker lokal forurensning av luft, jord og vann. Avrenning av vegvann som følge av nedbør, tunneldriving (utbygging) eller renhold (drift) av tunneler, inneholder en blanding av både uorganiske og organiske miljøgifter som kan gi skader hos vannlevende organismer. Avrenning av vegvann er derfor vurdert, nasjonalt og internasjonalt, som en viktig kilde til diffus spredning av forurensning.

I 2007 ble EUs Vannrammedirektiv implementert og gjort gjeldende i Norsk lov ("Vannforskriften"). Forskriften representerer en ny æra for forvaltningen av vann og vassdrag og målet er å samordne alle aktuelle myndigheter og å oppnå god økologisk og kjemisk kvalitet i vassdragene innen 2021. Diffus avrenning, inkludert avrenning av forurenset vegvann, er i denne sammenheng et viktig problemområde og det forventes at Statens vegvesen (SVV) bidrar inn i dette arbeidet som følge av etatens sektoransvar for miljø innen samferdsel. SVV planlegger et FoU-program fra 2012 for å opparbeide kunnskap til å ivareta de miljømessige forpliktelsene.

### Metode

Beskrivelse av kunnskapsstatus er basert på generell erfaring innenfor fagområdet kombinert med en litteratursøking og -gjennomgang med fokus på studier og utredninger innenfor de siste 10 år. Det er særlig lagt vekt på resultater av undersøkelser og vurderinger foretatt i de nordiske landene. Litteratursøkingen har foregått dels ved generell søking på relevante emneord på internett og den vitenskapelige tidsskriftsbasen Web of Knowledge og dels ved spesifikk søking etter rapporter o.lign. på nordiske miljø/natur- og vegmyndigheters hjemmesider. I tillegg er det gjort direkte henvendelse til et mindre antall andre fagspesialister i Norge, Danmark og Sverige.

### 3 Kunnskapsmål

I tråd med SVVs sektoransvar og i forhold til samfunnets forventninger om et miljøvennlig vegnett, har etaten et behov for å igangsette et FoU-program for å styrke kunnskapen innen problemområdet forurenset vegvann. Den overordnede målsetningen med programmet er å frembringe ny kunnskap som gjør etaten i stand til å bygge og drifte vegnettet på en mest mulig miljøforsvarlig måte. Prosjektet avgrenses til å gjelde miljøkonsekvenser fra forurenset vegvann fra bygge- og driftsfasen av vegnettet inkludert forurenset tunnelvaskevann.

Sentrale spørsmål og kunnskapsbehov knyttet til håndteringen av forurenset vegvann vil være:

- Hvordan er naturens sårbarhet overfor tilførsler av vegvann?
- Hva er forurensningsstoffenes biotilgjengelighet og toksiske effekter?
- Fokus på de prioriterte stoffer i vannrammedirektivet. Er det "nye" miljøgifter i vegvann som det er viktig å holde øye med?
- Hvilke kjemiske og biologiske endepunkter skal benyttes som kriterie for fastsettelse av rensesbehov?
- Hvordan skal utslipp av forurenset vegvann i anleggs- og driftsfasen best renses, og hvilke erfaringer har man med eksisterende renseløsninger.

## 4 Kunnskapsstatus og -mangler

### 4.1 Utslipp fra anleggsdrift

#### 4.1.1 Dagens kunnskapsnivå

##### 4.1.1.1 Type utslipp

De mest aktuelle utslippskilder fra anleggsdrift er:

- Avrenning fra sprengningsarbeider/tunnelanlegg (partikler, olje, nitrogen, høy pH)
- Deponering av sprengningsmasse (avrenning partikler og nitrogenforbindelser fra sprengstoffrester)
- Erosjon i dagsone (partikkelavrenning) (behov for demoanlegg, mye finnes)
- Avrenning av surt vann fra sulfidholdige bergarter

##### 4.1.1.2 Miljøeffekter

###### Avrenning fra sprengningsarbeider

Utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg er en viktig utslippskilde ved anleggsdrift. De miljømessige effektene av utslippet er knyttet til partikler, olje, og høy pH. Det foreligger miljørisikovurderinger for en rekke store tunnelprosjekter innen veg- og jernbaneutbygging (Statens vegvesen, 2005/Norsk forening for fjellsprengningsteknikk, 2009). Hensikten med risikovurderingen er å fastslå resipientens "tålegrense" for midlertidige utslipp av driftsvann og behovet for rensetiltak. Det er særlig virkninger for fisk og bunndyr som er vektlagt. I noen tilfeller er også den estetiske virkningen i form av blakking av vann som følge av partikkelutslippet vektlagt. Minimumskravet til partikkelutslipp (suspended stoff-SS) til resipient er ofte satt til 400 mg SS/l. Til sammenligning er partikkelinnholdet i vannet i tunnelen ca 5 000 - 10 000 mg SS/l.

Partikkelutslippet stammer fra boring og sprenging, olje fra maskinparken, nitrogen (nitrat/ammonium) fra sprengstoffrester, og høy pH skyldes bruk av sementbaserte injiseringsmidler. Stoffene gir negative virkninger for vannlevende organismer ved gitte eksponeringsnivåer. Høy pH resulterer i omdannelse av ammonium til ammoniakk som er akutt giftig for vannlevende organismer i lave konsentrasjoner. Virkningen av utslippet er avhengig av utslippsmengden og resipientens egenskaper.

Den europeiske innlandsfiskekommisjonen har utgitt veiledende grenseverdier for virkninger av partikler, ammoniakk og pH på fisk og bunndyr. Det faglige grunnlaget for anbefalingene er av begrenset omfang og av eldre dato (Alabaster & Lloyd, 1982/1984). Generelt er kunnskapen om de direkte virkningene av stoffene på vannlevende organismer begrenset. Det er utført få kontrollerte tester av virkninger på biota.

For fisk er det dokumentert tre ulike effekter som følge av partikkelforurensning; adferdsendringer, vevskader og tilslamming av gyteområder. Vevsskader avhenger av partikkeltype og er spesielt påvist i tilfeller med kantete og flisete sprengningspartikler. For bunndyr vil tilslamming være av stor betydning. Med hensyn til mekaniske effekter på filtrerende bunndyr forventes det lavere toleransegrenser for sprengningspartikler (kantete/flisete partikler).

Eldre norske undersøkelser tyder på at virkningen av partikkelutslipp i form av tilslamming av gyteområder og redusert tilgang på føde, er den viktigste effekten på fisk. Fisk kan tåle høy akutt partikkeleksponering med unntak av fiberaktige partikler.

Undersøkelser i mindre vassdrag (bekker) som har vært tilført tunnelvann, har vist negative virkninger under anleggsdriften. Etterundersøkelser har derimot vist at biologien er tilbake til normal tilstand 1 -2 år etter avsluttet anleggsdrift.

Deponering av tunnelmasser gir avrenning med forhøyet pH, partikler og nitrogenforbindelser. Deponeringssituasjonen og resipientforholdene er avgjørende for virkningen av deponeringen. Det finnes eksempler på at deponering i vassdrag har gitt liten lokal effekt, men det finnes også eksempler der man har fått betydelig partikkelforurensning. Mye tyder på at deponeringsmetoden er av avgjørende betydning for virkningen i resipienten deriblant eksponering av massene for strømmende vann.

Når det gjelder deponering på land er det dokumentert økt avrenning av nitrogenforbindelser. Det er derimot ikke dokumentert store skadevirkninger som følge av avrenning fra deponiområder. Avrenningsmengden fra deponiet er avhengig av utformingen av deponiet, deriblant tildekkingsmetode, avskjæring av innstrømmende vann til deponiet etc. Et godt utformet deponi vil ha minimal avrenning. Nitrogenavrenning har liten negativ effekt i ferskvannsresipienter og i sjøresipienter vil fortynningspotensialet normalt være stort.

### **Erosjon i dagsone**

Utslipp av erosjonsmateriale (jord) fra anleggsdrift er avhengig av de stedlige forholdene. Erosjon oppstår ved grave-, planerings- og utfyllingsarbeider i dagsone. Topografi, løsmassetype, anleggsutførelse, nærhet til vassdrag etc er sentrale faktorer som påvirker graden av erosjonsutslipp. Foruten overflateavrenning i selve anleggsområdet bidrar ofte innstrømmning av overflatevann til anleggsområdet fra utenforliggende arealer (terrengvann), til å forsterke erosjonen. Erosjonsomfanget ved anleggsdrift handler i stor grad om kontroll med overflatevannet dvs. å unngå blottlegging av store arealer med erosjonsutsatt jord, konsentrering av overflateavrenning, avskjæring av innstrømmende overflatevann til anleggsområdet etc. Til forskjell fra tunnelavløp som er kontinuerlige under anleggsdriften, inntreffer erosjonsutslippet kun under regn og snøsmelting.

Vannlevende organismer har en langt høyere tåleevne overfor naturlige jordpartikler sammenlignet med partikler fra sprengningsarbeider. Dette har sammenheng med partiklens fysiske utforming; naturlig avrundede jordpartikler kontra skarpkantete og flisete sprengningspartikler. I områder med erosjonsutsatte løsmasser (marine områder) har vassdragene tidvis naturlig høyt partikkelinnhold. Biologien (arts mangfoldet) i disse vassdragene har således tilpasset seg tidvis høy partikkelbelastning.

For biologien er de negative virkningene av erosjonsutslipp særlig knyttet til tilslamming av gyte- og leveområder for fisk og bunndyr.

#### **4.1.1.3 Tiltak**

Rensing av tunnelavløp utføres ved de større anleggene. De renseprosessene det er erfaringer med, består av sedimentasjon, oljeavskilling, felling, filtrering og pH-justering. Omfanget av rensiltakene er tilpasset behovet i det enkelte utbyggingsprosjektet. De renskrav som normalt stilles til tunnelavløp deles i 3 hovedgrupper avhengig av kravet til rensegrad for partikkelinnhold (suspendert stoff - SS).

Minimumskravet til partikkelutslipp er normalt satt til 400 mg SS/l. Dette kravet oppfylles enkelt med en sedimentasjonsløsning. Når kravet til partikkelinnhold settes lavere enn 400 mg SS/l, må rensanlegget utvides med sandfiltrering og eventuelt kombinert med fellingskemikalier. Skal partikkelinnholdet reduseres til under 100 mg SS/l må anlegget utvides med ytterligere rensetrinn tilpasset hvert enkelt prosjekt. Skal det i tillegg til partikkelfjerning foretas pH-justering, må det inn et ekstra behandlingstrinn for syretilsetning. Fjerning av oljerester oppnås enkelt ved å kombinere en oljeavskillingsløsning med sedimentasjonsenheten. Mye av oljen er bundet til partiklene.

Det foreligger erfaringer for alle de nevnte rensetrinn. Under utbygging av nytt dobbeltspor Asker - Skøyen ble behandlingen av tunnelvann basert på:

- sedimentasjon m/oljeavskilling
- pH-justering
- felling
- filtrering

Utslippskravene varierte fra 400 mg SS/l til 100 mg SS/l avhengig av resipienttype. Partikkelutslippene til resipient lå i alle årene (2002 - 2009) på under 100 mg SS/l etter rensing (Jernbaneverket/Vidar Tveiten, 2010). Det foreligger også erfaringer med regulering av pH i tunnelvann på E18 i Vestfold (Statens vegvesen/ Roseth, 2005).

Erfaringene viser at rensing av tunnelvann lar seg løse. Hovedutfordringen ligger i partikkelfjerning, oljeavskilling og pH-regulering. Kravene for partikler og oljerester er rensemessig enklest å oppfylle. For tunnelvann med høy pH viser det seg at sedimenteringen av partiklene er mindre effektiv. Det er også utfordringer knyttet til å holde en stabil pH ved surhetsregulering av tunnelvannet (tilsetning av syre). Det er pr i dag ikke erfaringer med løsninger for fjerning av nitrogenforbindelser.

Tunnelvann kan løses rensemessig, men det er behov for å forbedre effektiviteten og stabiliteten i rensingen. Et hovedspørsmål er hvor langt man skal gå i omfanget av rensingen i forhold til resipientsituasjon og kostnad.

### **Resirkulering av driftsvann**

En alternativ løsning til rensing og utslipp til resipient, er å resirkulere vannet. Denne løsningen innebærer også behov for rensing av vannet. Partikkelinnholdet må fjernes for å unngå skader på maskinene, mens pH må reguleres av hensyn til arbeidsmiljøet.

Under bygging av jernbanetunnel på parsell Barkåker - Tønsberg, ble det utført resirkulering av driftsvannet. Bakgrunnen for løsningen var meget strenge krav til utslipp pga. resipient med høy verneverdi. Anlegget pågikk i knapt 1,5 år (mai 2009 - sept. 2010) (Odd Johansen, JBV pers.medd)

- Renseanlegget består av sedimentering m/oljeavskilling (2 parallelle kammer), sandfilter og syredosering (retur til tunnel)
- Hovedutfordringen med anlegget har vært å få pH-justeringen til å gi en stabil pH. I tillegg førte tilslaget av tettefiber i betong entil økt omfang på rensingen
- Bruk av resirkulert vann medfører noe høyere vedlikeholdskostnader på maskinparken.
- Resirkulering av driftsvannet innebærer ikke noe mer omfattende rensing enn hva utslipp til resipient ville ha krevd. Resirkulering gir innsparinger i forhold til innkjøp av vann og innsats for overvåkning og kontroll ved utslipp til resipient. Løsningen motiverer entreprenøren til



å drifte anlegget optimalt for å unngå unødvendige vedlikeholdskostnader på maskinparken.

**Deponering av sprengstein** kan medføre utslipp av partikler og rest-nitrogen. Utslipet er avhengig av deponeringsvolum og resipient. Tiltak mot partikler kan innarbeides i deponeringsløsningen. N-avrenning har sjelden negative effekter i ferskvannsresipienter og i sjøresipienter vil fortynningspotensialet normalt være stort.

**Erosjon dagsone:** Aktuelle erosjonsdempende tiltak er godt kjent, men kan være utfordrende i forhold til gjennomføring under pågående anleggsdrift. Tilpassing av anleggsdriften for å begrense erosjon kommer ofte i konflikt med kravet til effektivitet i anleggsarbeidet. Men også tradisjoner, rutiner, erfaring og bevissthet i anleggsutførelsen har stor betydning for håndtering av erosjonsproblemer. Det finnes mange gode eksempler på praktisering av erosjonsdempende tiltak ved utførte veg- og jernbaneprosjekter. Et sentralt tiltak for å unngå tilslamming i vassdrag er etablering av midlertidige sedimenteringsdammer for overflatevannet under anleggsdriften. Slike dammer fjerner det lett sedimenterbare erosjonsmaterialet (det groveste materialet), og på den måten unngår man lokal sedimentasjon og tilslamming i vannforekomsten. De fineste partiklene som ikke fanges i slike dammer, medfører blakking av vannkvaliteten, men transporteres lett med vannstrømmen slik at sedimentasjonen i stillestående vann blir svært diffus.

#### **Avrenning fra sulfidholdige bergarter:**

Enkelte områder på Sørlandet og i Osloområdet har sulfidholdige bergarter. OPS prosjektet E18 Grimstad - Kristiansand er eksempel på et større veganlegg som har hatt store utfordringer med sulfidholdig berggrunn. Ved blottlegging av sulfidholdig berggrunn skjer det en oksydasjon av jernsulfid som resulterer i dannelse av svovelsyre og dermed en betydelig forsurening av avrenningsvannet. Forsuringsprosessen er fulgt av forhøyede verdier av aluminium, jern og andre metaller i avrenningsvannet.

Etterundersøkelser av deponiområder for sulfidholdig sprengstein på OPS E18, har vist eksempel på deponi som avgir surt avrenningsvann med høyt innhold av sulfat og aluminium. I et tilfelle har avrenningen forårsaket fiskedød i nedenforliggende vann (Hindar, 2010). Et annet deponi hadde lite problemer med sur avrenning, men hadde tidvis pulser av vann med lav pH. I dette prosjektet er det benyttet kalkmateriale (skjellsand og kalkstein) for å nøytralisere surheten i avrenningsvannet. Det er spørsmål knyttet til hvor stabil bufferkapasiteten i kalkmaterialet er over tid. Avtar bufferevnen vil surhetsgraden i avrenningsvannet øke.

Erfaringer viser at den fysiske utformingen av deponier ved å forhindre tilgang på luft og vann til deponimassen, er av avgjørende betydning for å begrense forsuringsprosessen. Bruk av kalkmateriale kan bidra til å begrense negative virkninger av forsuret avrenningsvann.

#### 4.1.2 Kunnskapsmangler

##### **Effekter tunnelavløp**

Det mangler oppdatert kunnskap om tålegrenser for pH, partikkelmengde og N-effekt for vannlevende organismer. Dette vil være viktig kunnskap for å vurdere konsekvenser for biologien og utforming av rensertiltak.

##### **Tiltak tunnelavløp**

Det er behov for bedre grunnlag for utforming av løsninger for surhetsregulering av tunnelvannet (skape stabil pH i utslippet). Det er behov for effektivisering av renseløsninger (kompakte løsninger) som gir stabilt lave utslipp og som er tilfredsstillende tiltak i de typiske utslippssituasjoner.

**Tiltak erosjon dagsone:** Kunnskap finnes, og det handler mer om bevissthet, innarbeiding av tiltak i anleggsdriften og praktisk demonstrasjon av løsninger i særlig vanskelige jordarter. Det er behov for demoprojekter som viser hvordan anleggsdrift og gjennomføring av erosjonsdempende tiltak kan kombineres på en optimal måte.

##### **Lav pH fra sulfidbergarter:**

Basistiltaket mot sur avrenning ligger i den fysiske utformingen av sprengsteinsdeponier og behandlingstiltak for avrenningsvannet. Det foreligger anvisninger for utforming av deponier og behandlingstiltak for surt avrenningsvann (Schreck, 2011). På dette området er det også mange erfaringer internasjonalt. Det er derimot behov for mer kunnskap om varigheten og stabiliteten over tid på de tiltak (barrierer) som iverksettes mot sur avrenning fra sulfidholdige bergarter.

## 4.2 Vegdrenering og avrenning

### 4.2.1 Dagens kunnskapsnivå

Forurensning fra vegtrafikken spres til omgivelsene via luft og avrenning. Stoffspredning via luft (partikkelbundne stoffer) avsettes på terreng/jord langs vegnettet. Den arealmessige fordelingen av nedfallet er bestemt av partikkelstørrelse, vindforhold, trafikk tetthet etc. Utslippet kommer fra kjøretøy (slitasje av dekk, bremses, forbrenning av drivstoff) og vegslitasje. Utslippet øker med økende trafikkmengde. I tillegg vil utslipp fra salting av veg, strøing, utslipp fra godstransport være en del av stoffene som avgis til vegens omgivelser.

Utslippet fra kjøretøy og vegslitasje avsettes også på vegbanen og eksponeres for avrenning (overvann) til vegens overvanns- og dreningssystem. Utslipp til vann er den mengden forurensning som transporteres fra vegen med overvannet via overvannssystemet til vassdrag (resipient). Grovt sett utgjør utslippet til terreng/jord langs veger, like mye som utslippet til vann (Statens vegvesen, 2004).

Utforming av overvannssystemet og vegens grøft og sideterreng har betydning for avrenningen og transporten av forurensninger til resipient. Faktorer som påvirker forurensningstransporten er:

- grøfteutforming (bredde, dybde, helling)
- jord- og vegetasjonsdekke
- type overvannssystem (åpen/lukket)
- tilførsel av terrengvann

Veggrøfter har mange funksjoner som påvirker utformingen (Vägverket, 2003/SGI, 2001):

- Avvanning/drenering
- Tilbakeholdelse av forurensninger
- Plass for snøopplag
- Trafikksikkerhet
- Estetikk
- Natur- og kulturmiljø
- Kostnader (anlegg og drift)

Grøft og sideterreng har et potensiale for å tilbakeholde forurensninger fra trafikken (nedfall via luft). Undersøkelser av grøftemasser viser forhøyet innhold av trafikkforurensninger.

Avrenningen av vegvann (overvann) via graskledde grøfter bidrar også til tilbakeholdelse av forurensninger i det overflatenære jord- og vegetasjonssjiktet (vegetativ rensing/bioretensjon). Ulike egenskaper ved grøfta har betydning for renseseffekten (helling, lengde, bredde, jordtype, grasdekke) og undersøkelser

viser store variasjoner i renseeffekt relatert til nevnte egenskaper (Statens vegvesen, 2006).

Eksempelvis vil finkornet tett jord medføre høyere grad av overflateavrenning i grøft og sideterreng og lavere tilbakeholdelse av forurensninger enn lett drenerende jordmasser. I sistnevnte tilfelle vil en større andel av overvannet infiltrere, og forurensninger tilbakeholdes i jordmassen.

Hensynet til trafikksikkerhet gjør at lukkede overvannssystemer med sluk, ledning og grunn grøft, er enerådende på høytrafikkerte veger. Systemet skal sikre en effektiv bortledning av overvannet og grøftebunnen skal som hovedregel bestå av tette masser.

Ulike konstruksjonsmessige detaljer kan medvirke til å øke tilbakeholdelse av forurensninger i grøft (Statens vegvesen, 2006):

- Øke bunnarealet
- Et tett og godt utviklet grasdekke
- Etablere tverrgående forhøyninger i grøfta
- Bruk av sandblandet jord for å øke infiltrasjonsgraden

En økt infiltrasjon i grøft setter krav til at drenering og frostsikring av vegoverbygningen er ivare tatt.

Infiltrasjon av overvann i grøft bidrar til tilbakeholdelse av forurensninger i grøftmassen. I Norge vil infiltrasjon inntreffe i områder med naturlig drenerende masser i grunnen. Det er i liten grad bygget veger med planlagt infiltrasjonsgrøft med tilførte drenerende masser. På E18 i Østfold (Krosby - Knapstad) er en delstrekning bygd ut med infiltrasjonsgrøft. I pågående utbygging av E6 Minnesund - Kolomonen (langs Mjøsa) planlegges det tilført infiltrasjonsmasser i grøft som skal gi en øket tilbakeholdelse av forurensninger (Åstebøl et.al, 2008/2010).

Forutsetningene for tilbakeholdelse av forurensninger i tradisjonelle sandfang er generelt dårlige. Dette skyldes kort oppholdstid og ugunstig omrøring/turbulens i sandfanget. Det finnes ulike filterprodukter på markedet for rensing av overvann. Muligheter for å koble filterløsninger til sandfangene og/eller endret utforming av sandfangene er ikke utprøvd langs hovedveger i Norge.

Terrengvann er rent overvann som renner inn mot vegens sidegrøfter fra omgivende terreng. Tilførsel av terrengvann til veganlegget medfører økt eksponering (løsriving/erosjon) av forurensningene avsatt i grøft og sideterreng. Dette medfører risiko for at en økt andel av forurensningene avsatt på terreng, transporteres med avrenningsvannet til resipient. Avrenningen av terrengvann fører også ofte til erosjon i jordskjæringer som resulterer i økt utslipp av jordpartikler til resipient. Tilrenning av terrengvann forårsaker også driftmessige problemer i form av oppfylling av grøfter med erosjonsmasser og isskjøving på vinteren.

I byområder er overvannssystemet ofte basert på oppsamling langs kantstein. Overvannet renner av fra asfalt til sluk (sandfang) og med direkte utledning til resipient. Bortsett fra en begrenset tilbakeholdelse av forurensninger i sandfang, vil all forurensning i overvannet føres til resipient. I byområder er også sidearealene ofte bebygde arealer. Nedfallet av forurensninger på disse arealene vil også være eksponert for direkte avrenning til resipient (Åstebøl, 2006).

#### **4.2.2 Kunnskapsmangler**

Det er behov for å styrke kunnskapen om hvordan tilbakeholdelse av forurensninger langs veganlegget kan forbedres gjennom endret design (grøfteutforming, sidearealer, sandfang).

Det er behov for utprøvnings- og demonstrasjonsprosjekter som viser effektiv avskjæring og håndtering av terrengvann langs høytrafikkerte veier.

### 4.3 Miljøgifter i vegvann og tunnelvaskevann

#### 4.3.1 Innledning

SVVs kunnskapsmålene bør settes i relasjon til vannrammedirektivets intensjoner og konkrete mål om å oppnå "god økologisk tilstand" i vannmiljøet, bl.a. basert på oppnåelse av "god kjemisk tilstand", og fremme bæredyktig vannbruk. Prosedyrer og kriterier for fastsettelse av kjemiske kvalitetskriterier er beskrevet i direktivets Bilag V (Direktoratsgruppa vanndirektivet, 2009).

I forhold til vannrammedirektivet kan kunnskapsmål i relasjon til miljøgifter defineres på følgende måte:

- Påviselige biologiske forandringer eller skader i resipienter for vegvann
- Forskjellige stoffer/stoffgruppers bidrag til vegvannets toksisitet
- Løste og partikkelbundne stoffers forekomst og betydning (EUs kvalitetskrav for metaller i overflatevann er basert på den løste stofffraksjonen, mens en betydelig del av tilførselen i vegvann er partikkelbundet),
- Kildene til forurensning av vegvann, herunder til eventuelle "nye" stoffer,
- Forskjellige faktorerers innflytelse på stofftilførselen.

#### 4.3.2 Dagens kunnskapsnivå

I dette avsnittet gis en oversikt over dagens kunnskapsnivå med hensyn til:

- Kilder til forurensninger av vegvann
- Prosesser og faktorer som virker inn på vegvannets kvalitet
- Stoffer i vegvann og deres konsentrasjoner
- Stoffer i tunnelvaskevann
- Toksisitet av vegvann og tunnelvaskevann
- Effekter i resipienter

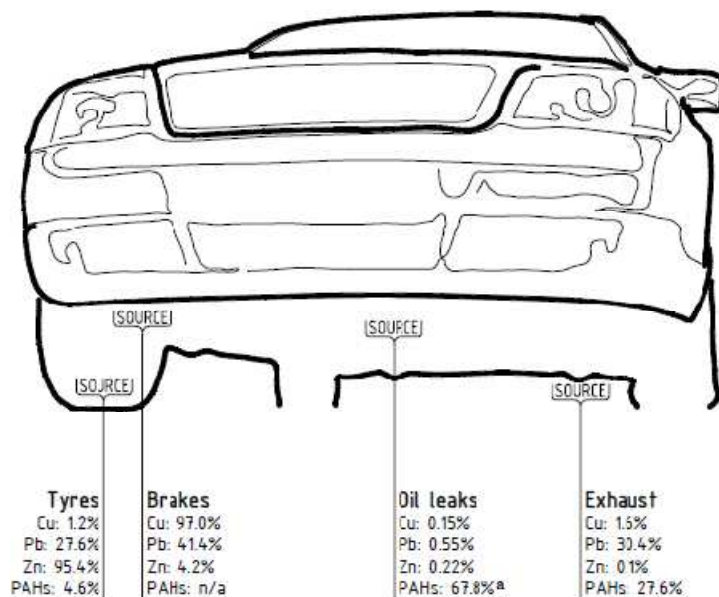
#### 4.3.2.1 Kilder til forurensning i vegvann

Kildene til forurensning av vegvann med uorganiske og organiske miljøgifter kan deles i følgende hovedtyper:

- Vegtrafikken (personbiler, lastbiler og andre kjøretøyer)
- Vegdekke inkl. vegmerking
- Andre vegtekniske installasjoner (trafikklys, skilter, autovern etc.)
- Drift- og vedlikeholdsaktiviteter (renhold, vask, salting, ugressbekjempelse)
- Akutte utslipp (og produkter benyttet til fjerning /opprydding av disse)
- Generell atmosfærisk deposition/nedfall (tørr og våt).

Med hensyn til vegtrafikken kan det ytterligere deles opp i forurensning fra utslippsgasser, forurensning fra dekkslitasje og utslipp fra slitasje, korrosjon og andre komponenter (for eksempel fra produkter til smøring eller understellsbehandling). Se for øvrig Figur 4-1 for illustrasjon av den relative betydningen av forskjellige forurensningskilder på en personbil.

Størrelsen av noen av kildene er direkte relatert til trafikkmengden. Andre kilder som f.eks. generell atmosfærisk deponisjon og utslipp fra vegtekniske installasjoner, har ikke eller bare i begrenset omfang sammenheng med trafikkmengde.



Figur 4-1 Kilder til de viktigste trafikrelaterte forurensninger fra personbiler (gjengitt fra Bacci et al. 2010).

Noen kilder er entydig knyttet til en bestemt årstid som vegsalting, slitasje pga. bruk av piggdekk om vinteren og kjemisk ugressbekjempelse i sommerperioden.

Avrenning i forbindelse med konstruksjon av veger og tunneler er ikke beskrevet mye i litteraturen (Bækken og Rygg, 2009, og Kruise-Meyer, 2006). Antagelig er de største kilder til forurensninger stoffer og materialer brukt i forbindelse med vegkonstruksjon (deriblant sprengstoff) samt søl av olje og drivstoff fra kjøretøyer og maskiner. Inngrepet i terrengets naturlige overflate kan også føre til økt stoffutvaskning (erosjon).

#### **4.3.2.2 Prosesser og andre faktorer av betydning for vegvannets kvalitet**

Omfanget av avrenningen fra veger og sammensetningen av vegvannet påvirkes av en rekke forhold utover selve forurensningskildene:

- Nedbørsepiodenes karakter (intensitet, varighet, intervall mellom nedbørsepisoder)
- Klimaet generelt (vindforhold, innstråling, temperatur, forekomst og varighet av vinter)
- Terrengets beskaffenhet (topografi/helling)
- Vegens overflate (materiale, ruhet og porøsitet) samt avløpssystemets utforming.

I særlig grad er et fenomen kalt "first flush" blitt diskutert og undersøkt gjennom en årrekke. Det finnes ikke noen håndfast definisjon av fenomenet, men begrepet bygger på den antagelse at hovedparten av forurensningsmengden, eller de høyeste stoffkonsentrasjoner i avrenningsvannet fra, vil forekomme i en mindre del av det samlede avrenningsvolumet, nemlig den delen som strømmer av i den første delen av en nedbørsepisode. Generell eksistens av "first flush" vil ha den praktiske og økonomiske fordel at man fanger en stor del av den samlede belastningen, ved bare å samle opp og behandle en mindre del av det samlede avrenningsvolumet.

Fra de siste års undersøkelser av "first flush" og andre prosesser og faktorer av relevans for vegvannet og dets sammensetning, kan kort nevnes følgende utvalgte resultater og konklusjoner:

- Stenstrom & Kayhanian (2005) undersøkte "first flush"- fenomenet i en undersøkelse på tre motorveglokalteter i Los Angeles-området med prøvetaking og analyser over tre år. Man fant at i de fleste tilfeller, og for de fleste analyserte stoffene og parametre var konsentrasjonen i den første prøven ("first flush") langt høyere enn hendelsesmiddelkonsentrasjonen (EMC). PAH viste tydelig "first flush"- oppførsel og en tydelig sesongmessig forskjell ble også observert. Også for partikulært materiale



observerte man "first flush", især for større partikler<sup>1</sup>. Det var en tydelig korrelasjon mellom COD og de fleste vannkvalitetsparametre som kan åpne mulighet for mer enkel overvåkning basert på COD som forurensningsindikator. Korrelasjonen med suspendert stoff (TSS) var mindre god.

- Ved en annen undersøkelse på samme lokaliteter (Li et al. 2006) fant man at oppsamling av de første 20 % av det avrenningsvannet i gjennomsnitt kunne fjerne 40 % av vegvannets innhold av partikler (massebasert).
- Hallberg (2006) undersøkte to avrenningslokaliteter på E4 gjennom Stockholm og fant god korrelasjon mellom TSS (og turbiditet) og totalkonsentrasjoner av de undersøkte metallene. First flush var som fenomen mer omfattende om sommeren enn om vinteren, og ble ikke anbefalt som generelt designgrunnlag.
- Kjølholt et al. (1997) observerte at innholdet av forurensninger i vegvann var positivt korrelert med varigheten av den forutgående tørrværsperioden. Andre har observert tilsvarende, men kraftig vind i tørrværsperioder kan likevel fjerne noe av den akkumulerte, partikkelbundne forurensningen.
- Crabtree et al. (2008) rapporterer fra en omfattende vegvannsundersøkelse i England (30 lokaliteter med i alt 340 hendelser), at det ikke forekom tilstrekkelig sterke korrelasjoner mellom stoffer og parametre til at det kunne foreslås stoffer som ville være egnet som indikatorer. First flush forekom ikke konsistent og var mest uttalt for partikkelbundne metaller.
- Klint (2001) angir at dels vind og dels hastigheten av vegtrafikken har betydning for hvor mye av det akkumulerte forurensede materialet som forblir på vegene. På veger med lave hastigheter og bebyggelse omkring som demper vinden, anslås omkring 80 % av partiklene å forbli på vegbanen, og kan dermed bli ført med det vegavrenningen, mens bare ca. 40 % blir liggende på veger med høy trafikkhastighet.
- Westerlund (2007) undersøkte avrenning av vegvann i det nordlige Sverige (Luleå). Det ble påvist tydelig høyere innhold av forurensende stoffer i vegvann fra avsmeltning av snø enn fra avrenning av regn. Metallene var i høyere grad partikkelbundne i forbindelse med snøavsmeltning enn ved avrenning av regn. Det forekom ikke noen tydelig first flush.
- Det er for øvrig i de senere år avholdt flere konferanser om "Urban drainage and highway runoff in cold climates" og de spesielle problemstillingene som gjør seg gjeldende under disse forhold, første gang i 2003 i Riksgränsen, Sverige. Jiri Marsalek i Ontario, Canada har gjennom

---

<sup>1</sup> Det ble for øvrig observert at det skjedde en naturlig aggregering av små partikler til større konglomerater som funksjon av tiden. Den opprinnelige partikkelfordelingen skal derfor bestemmes så hurtig som mulig, og i hvert fall innen de første 6 timer etter prøvetakningen for å unngå betydelige feil.

mange år været en sentral figur innen forskning på avrenning i kalde klimaer.

Sammenfattende kan det konkluderes at en rekke fysiske og klimatiske faktorer har betydelig innvirkning på vegvann og dets sammensetning, og er årsak til at det ofte observeres meget store variasjoner i sammensetningen i de undersøkelsene som foreligger fra forskjellige land. First flush er i relasjon til mulig behandling av vegvannet et meget interessant fenomen hvis betydning dog diskuteres og synes å variere en hel del. First flush observeres oftest og mest uttalt for partikkelbundne forurensninger.

#### 4.3.2.3 Stoffer og konsentrasjoner i vegvann

Gjennom mange år var det ingen oppmerksomhet på forekomsten av kjemiske stoffer i vegvann, og i en lengre periode etter var det primært tungmetaller og olje/bensin som ble studert. I løpet av 1980 årene og særlig opp gjennom 1990 åren ble det stigende fokus på andre forurensende stoffer knyttet til trafikk og veier. I det etterfølgende redegjøres for den vesentligste kunnskapen om stoffer i vegvann med særlig vekt på undersøkelser fra de nordiske landene.

Kjølholt et al. (1997) i Danmark publiserte en av de første bredere undersøkelser i de nordiske landene av miljøgifter i overflateavrenning fra veier og andre bebygde arealer. Dessuten inneholder rapporten en gjennomgang av den eksisterende kunnskapen om emnet på det tidpunkt. De konkrete undersøkelsene av vegvann og sediment (2 lokaliteter, 6 prøvetakningsrunder) fant sted i 1995-96 og omfattet rent kjemisk mineraloljer, små aromatiske hydrokarboner, klorerte oppløsningsmidler, klorbenzener, klorfenoler, nonylfenoler, ftalater, organofosfater (P-triester), PAH (US EPA samt metylerte naftalener), dioksiner (PCDD/F, polyklorerte dibenzodioksiner og -furaner, bare i sediment), klorpesticider og i sommerhalvåret en rekke herbicider). I alt 71 organiske miljøfremmede stoffer. Dessuten syv tungmetaller og pH, SS, COD, N, P og klorid.

Kjølholt et al. (1997) påviste tungmetaller i samtlige prøver, hvorav særlig høye nivåer av bly, kobber, nikkel og sink var tilsynelatende korrelert med trafikkmengden. Dette er i overensstemmelse med observasjoner fra andre undersøkelser. Også PAH ble påvist i samtlige prøver med generelt høyere innhold i prøvene fra det mest trafikerte nedbørsfeltet. Også ftalater (især DEHP, ), visse organofosfater (særlig trifenylfosfat) samt nonylfenoler ble påvist i samtlige prøver. Av de undersøkte 71 organiske stoffene ble 49 påvist i en eller flere av prøvene, de fleste likevel i konsentrasjoner noe under 1 µg/l.

I Norge publiserte SFT i 1996 en rapport om "Miljøgifter i overvann (Storhaug, 1996), hvor innholdet av tungmetaller samt PAH og nonylfenol i overvann var undersøkt på syv lokaliteter, som både representerte trafikkbelastede områder, bolig- og næringsområder. Man fant at det i særlig grad var de trafikkbelastede områdene som bidro med både tungmetaller, PAH og nonylfenol, mens det ikke var stor forskjell på avrenningen fra bolig- og næringsområder.

I det etterfølgende er det foretatt en rekke kjemiske undersøkelser av vegvann og sediment i vegvannsbassenger i de nordiske landene som omfatter et større eller mindre spektrum av tungmetaller og andre miljøgifter:

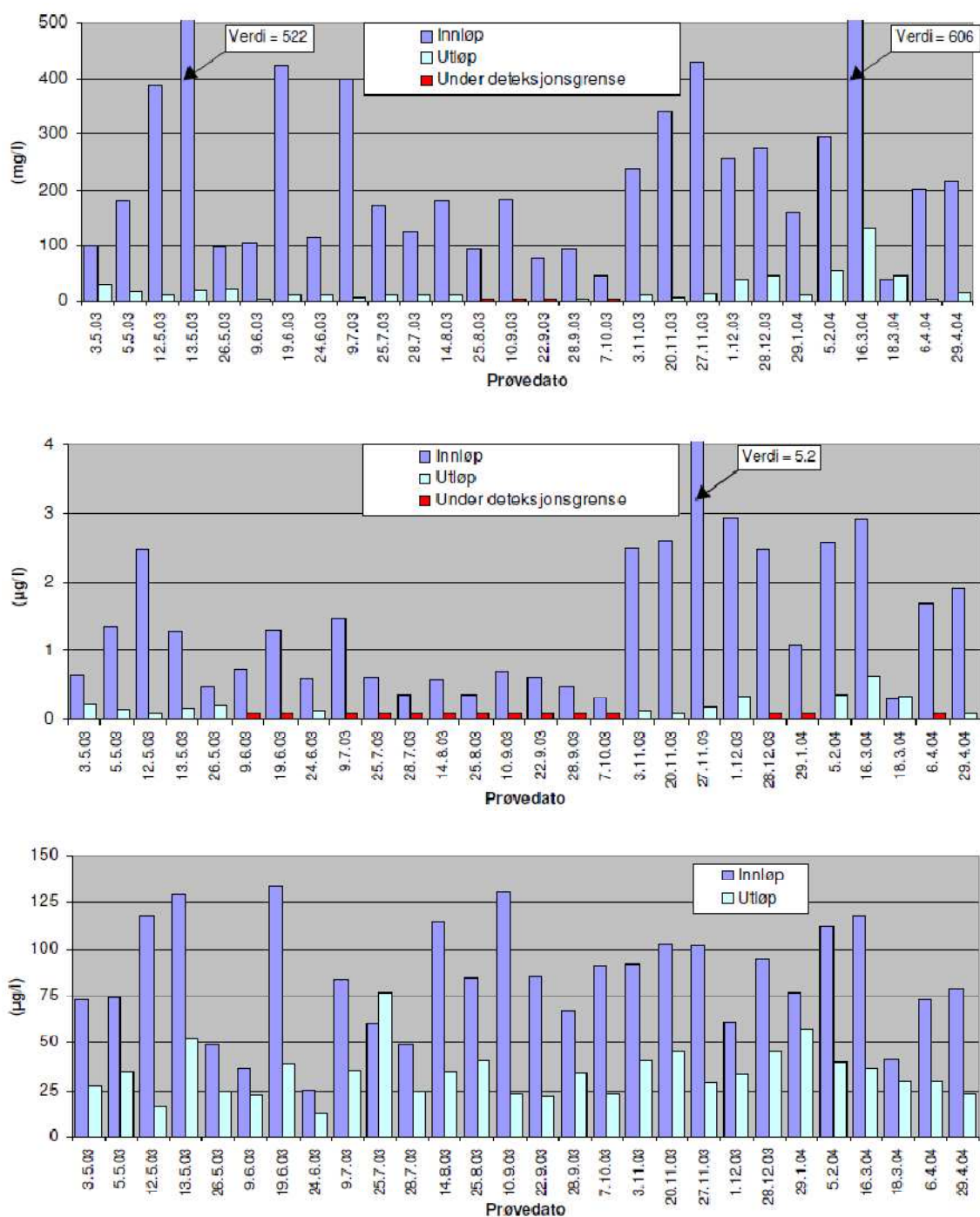
- Amundsen og Roseth (2004) gir forslag til utslippsfaktorer for en rekke uorganiske og organiske stoffer (tungmetaller, olje, PAH m.fl.) i vegvann gjeldende for norske forhold. Faktorene er basert på data fra så vel norske som internasjonale undersøkelser, herunder et antall analyser foretatt i prosjektet for å verifisere utslippsberegninger med modellen StormTac.

	ADT	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	P	N	SS	Olje	PAH	BaP
Beregning StormTac	5000	35	196	317	1.2	5.1	5.9	0.26	745	4224	421074	870	4.0	0.04
	15 000	66	377	742	2.0	17	16	0.32	1312	6240	609542	3264	7.8	0.13
	30 000	198	920	2522	5.6	64	56	0.64	3105	15360	1468685	13056	19	0.54
	60 000	416	1359	5744	11	157	133	0.80	4482	26400	2459856	32640	28	1.3
	100 000	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

	UK		Nederland		Sverige		Danmark		Frankrike		Portugal	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Cd g/km/ år	6	<7	1,9	1,1	0,3	1,3	1	2	<2,3	1,8	0,3	<30
Cr g/km/ år	1	<136	5	3	4	23	30	22	<5	8	1	23
Cu g/km/ år	1125	248	116	45	77	314	263	294	<145	103	12	1
Pb g/km/ år	1115	208	63	43	27	62	90	89	130	144	14	40
Zn g/km/ år	3924	913	1058	191	323	916	652	950	1942	<519	111	8091
ADT	49100	38850	75000	45000	3670	9000	12250	8800	12000	10500	10650	4200

Figur 4-2 Forslag til norske utslippsfaktorer (øverst, g/km/år) og utslippsfaktorer rapportert i EU-prosjektet POLMIT (nederst). Fra Amundsen og Roseth 2004.

- Åstebøl (2004) rapporterer fra to års overvåkning av vegavrenning fra Skullerudkrysset (E6 ved Oslo) til et rensedbasseng som omfattet i alt 28 nedbørsepisoder fra mai 2003 til april 2004. Måleprogrammet omfattet fire tungmetaller, olje, PAH, N, P og TSS og resultatene avspeiler middelkonsentrasjonen (EMC = event mean concentration) i hver enkelt episode. Data viser stor variasjon mellom hendelsene og generelt god effektivitet av rensedbassenget, særlig for partikkelassosierte forurensninger.



Figur 4-3 Variasjon i hhv. TSS (øverst), PAH og kobber (nederst) i vegvann. Kontinuerlig prøvetaking i ett år, 2003 - 2003 (fra Åstebøl 2004).

Tabel 4-1 *Middelkonsentrasjoner av stoffer i vegvann i inn- og utløp fra rensebasseng (fra Åstebøl 2004).*

Parameter	Enhet	Gjennomsnittskons. Innløp	Gjennomsnittskons. Utløp	Renseeffekt (% reduksjon)
Total nitrogen (tot N)	mg/l	1.49	1.05	29
Total fosfor (tot P)	mg/l	0.67	0.26	61
Bio. fosfor (bio P)	mg/l	0.39	0.15	62
Suspendert stoff (SS)	mg/l	276	43	85
Olje	mg/l	5.0	0.9	82
16-PAH	ug/l	1.77	0.26	86
4-PAH	ug/l	0.43	0.05	89
Bly (Pb)	ug/l	17.1	4.1	76
Kadmium (Cd)	ug/l	0.21	0.08	60
Kobber (Cu)	ug/l	86	36	58
Sink (Zn)	ug/l	273	78	71

- Spillevannskomiteén under Ingeniørforeningen i Danmark (IDA) sammenstilte i en rapport om regnvann fra separatsystem en rekke data fra danske undersøkelser av tungmetaller i vegvann og sediment fra vegvannsbassenger (IDA, 2006).

Tabel 4-2 *Sammendrag av danske data om tungmetaller i vegvann (IDA 2006).*

Koncentration i afstrømmet regnvann ( $\mu\text{g/L}$ )	Interval	Antal lokalite- ter	Antal prøver
C <sub>z</sub>	131-480 000	32	82
Cd	<0,05-2 000	100	427
Co	0,086-6,7	13	13
Cr	<0,05-210	73	298
Cu	<0,5-1250	106	724
Ni	<0,02-436	66	324
Pb	<0,5-6 400	122	1 015
Pt	<0,02	5	5
U	0,2-0,4	2	2
Zn	1,73-25 500	112	868

- Et annet sammendrag av danske undersøkelser av tungmetaller og organiske miljøgifter i vegvann finnes i Arnbjerg-Nielsen et al. (2002).

Tabel 4-3 Organiske miljøgifter (øverst) og tungmetaller (nederst) i vegvann funnet i danske undersøkelser (Arnbjerg-Nielsen et al. 2002).

Stof	Stofkonsentrasjon i µg/l					
	Miljøprosjekt 355		Miljøprosjekt 610		POLMIT	
	Motorvej Bagsværd 6 prøver	Villaveje Skovlunde 5 prøver	Motorvej Gentofte 2 prøver	Villaveje Gentofte 2 prøver	Motorvej Nivå 18 prøver	Motorvej Randers 18 prøver
THC	190-2000	<50-2000	150-720	81-89	680- 19000	7,8-2600
BTEX	0,24-0,83	<0,15->0,6	<0,8- <0,95	<0,8-14	i.m.	i.m.
PAH (5 stk.)	0,40-7,9	<0,13-3,0	i.m.	i.m.	<0,20-3,6	0,12-6,1
DEHP	15-160	1,1-57	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
NPE	0,79-15	0,43-14	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
Tetrachlor- ethylen	<0,03- 0,93	0,76-2,6	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
Pentachlor- phenol	0,030- 0,063	0,007-0,15	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
Triphenyl- phosphat	0,13-0,30	0,025-0,29	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.

I.M. = IKKE MÅLT

Tungmetal	Stofkonsentrasjon i µg/l							
	Århus Amt 1992		Miljøprosjekt 355*		Miljøprosjekt 610		POLMIT	
	Motorvej Stilling 9 prøver	Amtsvej Hammel 13 prøver	Motorvej Bagsværd 6 prøver	Villaveje Skovlunde 5 prøver	Motorvej Gentofte 2 prøver	Villaveje Gentofte 2 prøver	Motorvej Nivå 18 prøver	Motorvej Randers 18 prøver
Bly	<2-5	7-52	17-190 (17-82)	12-210 (12-63)	12-18	3,0-5,8	7-46	<0,4-47
Cadmium	<0,5-<1	<1-5	<0,1-1,5 (<0,1-1,5)	<0,1-1,6 (<0,1-1,2)	<0,3	<0,3	<0,1-0,7	0,07-1,4
Chrom	i.m.	i.m.	7,6-56 (7,6-28)	2,2-27 (2,2-6,9)	<2-4,1	<2	2,3-11	1,2-11
Kobber	4-8	10-57	83-720 (83-290)	12-140 (12-47)	58-70	130-490	19-95	18-140
Kviksølv	i.m.	i.m.	0,04-0,17 (0,04-0,13)	0,02-0,12 (0,02-0,08)	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
Nikkel	i.m.	i.m.	2,0-120 (2,0-120)	<2-26 (<2-9,5)	<1	<1	i.m.	i.m.
Zink	<5-37	41-200	170-660 (170-660)	76-790 (76-310)	72-140	37-38	47-330	100-700

I.M. = IKKE MÅLT

\* TALLENE I PARENTES ER RESULTATINTERVALLET NÅR DATA FRA EN ENKELT EKSTREMHÆNDELSE ER TRUKKET UD.

- Miljøstyrelsen (2006) rapporterte fra et omfattende undersøkelsesprogram under det danske miljøovervåkningsprogrammet NOVA/NOVANA resultater vedrørende utslipp fra nedbørsfelt med separatsystem. Det ble analysert for et stort antall stoffer, men konsentrasjonene var generelt lave (mange under deteksjonsgrensen). De to undersøkte nedbørsfeltene var dominert av villaområder med lav trafikkintensitet.
- I Gladsaxe kommune, en forstadskommune til København, er avrenningen fra veger og andre bebygde arealer (i alt 6 lokaliteter) blitt undersøkt ved flere anledninger for tungmetaller og et stort antall organiske miljøgifter, i alt 122 parametre (Madsen og Nielsen, 2008a). Det ble særlig påvist forhøyede konsentrasjoner (over vannkvalitetskravet) av kobber, sink, DEHP og bisphenol A. Mange stoffer ble ikke funnet eller forekom bare av

og til i lave konsentrasjoner. En tilsvarende undersøkelse i Hvidovre (Madsen og Nielsen, 2008b), en forstad til København, gav nogenlunde tilsvarende resultat. De mest problematiske stoffene i de trafikkbelastede prøvene var kobber og DEHP.

- Kjølholt et al. (2002) undersøkte innholdet av 11 mindre undersøkte metaller i sediment fra to vegvannsbassenger langs sterkt trafikkerte motorveger nær København, der iblant (av interesse for vegvann) antimon, molybdæn, palladium, platina og vanadium. Det ble funnet høye innhold av antimon, molybden og vanadium og tydelige tegn på at palladium erstatter platina i bilkatalysatorer (billigere alternativ). Sistnevnte tendens er også observert av Zereini et al. (2007) i Tyskland, og beskrives i en litteraturutredning av Folkesson (2005).
- Hjortenkrans et al. (2007) undersøkte emisjoner fra bremsebelegg og dekk i Sverige i hhv. 1995, 1998 og 2005 og fant at bremsebelegg fortsatt er en hovedkilde til kobber, sink og til dels antimon fra vegtrafikk, og at slitasje fra bildekk er en viktig kilde til kadmium og sink, mens betydningen av denne kilden for utslipp av bly har avtatt markant.
- I en undersøkelse av ftalater og nonylfenoler i overflateavrenning i Stockholm (Björklund et al. 2007) fant man de høyeste konsentrasjoner i de mest trafikkbelastede områdene. De viktigste ftalater var DINP og DIDP (hvor DEHP tidligere var mest utbredt).
- Wik et al. (2008) undersøkte sedimenter fra 18 vegvannsbassenger langs større motorveger (inkl. to, som mottok vaskevann fra tunneler) eller andre trafikkerte veger for tungmetaller, PAH og oljekomponenter. Man fant at sink overskred canadiske sedimentkvalitetskriterier på de fleste lokaliteter. Også kobber og krom samt C16-C35 alifatiske hydrokarboner hadde overskridelser en rekke steder, mens bly, kadmium og PAH bare overskred kravene på 2-3 lokaliteter. Dekkslitasje antas å være en vesentlig årsak til de hyppige overskridelsene for sink.
- Alm et al. (2010) presenterer standardverdier ("schablonhalter") for overflateavrenning fra forskjellige typer bebygde arealer, deriblant veger med forskjellige grader av trafikkbelastning. Det angis årsmiddelveidier for N, P, SS, syv tungmetaller, olje og PAH (USEPA, 16 spesifikke PAH'er) som gruppe samt benzo(a)pyren (BaP) som enkeltstoff.
- Klint (2001) fant at vegdekkets andel av den samlede årlige emisjon av tungmetaller i Stockholmsområdet utgjorde 25 % for chrom, 15 % for nikkel og 10-15 % for bly, mens øvrige metaller bare utgjorde få prosent. PAH utgjorde 2%. Bruk av piggdekk bidrar både til økt slitasje på vegdekket og tilførsel av en rekke metaller fra piggene (for eksempel wolfram).
- Crabtree et al. (2008) rapporterer fra et stort undersøkelsesprogram i UK (30 lokaliteter, 340 hendelser) hendelsesmiddelkonsentrasjoner for en

rekke oppløste og bundne tungmetaller, PAH-stoffer, oljehydrocarboner, klorid og generelle parametre.

Oppsummert kan det betegnes som veldokumentert at vegvann inneholder et betydelig antall tungmetaller og organiske miljøgifter, men at det primært er de materialer som slites mest ved bruk av vegene (dekk og bremses samt selve vegdekket), som betyr mest. Det dreier seg særlig om metallene bly (avtakende), kobber og sink samt til dels nikkel og krom.

Også mer spesielle metaller som antimon og molybden samt wolfram fra piggdekk er trafikkrelaterte. Det samme er stoffer knyttet til bilenes utslipp, i særlig grad PAH, som også tilføres ved slitasje av asfaltdekket, samt katalysatormetaller, i dag primært palladium. Endelig forekommer det stoffer knyttet til understellsbehandling (DEHP o.a. ftalater) og bruk av andre bilpleieprodukter (NPE).

Nivåene er meget varierende, men for de nevnte stoffenes vedkommende er det påvist direkte korrelasjon med trafikkmengden. For noen stoffer, kobber og sink, ftalater og nonylphenol/NPE, er det påvist innhold høyere enn gjeldende kvalitetskrav for vann, eller over kjente effektgrenser.

De fleste undersøkelsene omfatter stadig de samme stoffene som har kjennetegnet vegvannsproblematikken gjennom mange år, nemlig visse tungmetaller, PAH og olje. Bare enkelte undersøkelser angår "nyere" stoffer.

#### 4.3.2.4 Tunnelvaskevann

Det er et stort antall tunneler i Norge med en samlet lengde på mer enn 800 km. Den lengste er Lærdalstunnelen på 24,5 km, mens Festningstunnelen (del av Operatunnelen) i Oslo er den mest trafikkerte (80.000 kjøretøyer/døgn). Tunnelene eksponeres for de samme trafikkforurensninger som vegene, men forholdene skiller seg dels ved at det ikke faller nedbør i tunnelene og dels ved de høye konsentrasjoner av luftbårne forurensninger som ikke fjernes eller fortynnes så hurtig som på åpne veger (mange tunneler er utstyrt med ventilatorer som bidrar til delvis fjerning av stoffene). Til gjengjeld renholdes tunneler (overflater, installasjoner) med jevne mellomrom ved vask, som bl.a. gir utslipp av vaskevann og sediment som er forurenset dels med vegforurensning og dels med stoffer i de brukte vaskemidler.

Det er ikke mange undersøkelser av forurenset avrenning fra tunnelvask eller tunnelbygging og en stor del av dem er utført i Norge:

- Risikoen for utlekking og miljøpåvirkning av stoffer (injeksjonskemikalier etc) i forbindelse med konstruksjon av vegtunneler er beskrevet med utgangspunkt i byggingen av tunnelen Romeriksporten (Weideborg et al., 2001). Det ble målt høye konsentrasjoner, opp til 9.700 µg/l acrylamid og 16.600 µg/l methyloacrylamid i drensvannet fra tunnelen i perioden fra 3-6 måneder etter injeksjon av injeksjonsmidlet. Lavere konsentrasjoner (10-



60 µg/l) av acrylamid kunne påvises opp til et år etter første prøvetakning. De påviste konsentrasjonene var høyere enn effektkonsentrasjoner funnet i laboratorieforsøk med akvatiske organismer.

- Vik et al. (2000) beskrev for samme prosjekt bruk av to alternative injeksjonskemikalier som ga anledning til utlekking av hhv. di-n-butylphthalat (DBP) (gjennomsnitt 19 µg/l) og akrylsyre/methakrylsyre (5000 µg/l).
- Kruise-Meyer (2006) undersøkte utledninger av vann fra selve borefasen for tre vegtunneler i Norge som var karakterisert ved høyt pH, høyt innhold av kalsium og suspenderet stoff, sannsynligvis pga. bruk av sementbasert injeksjonsmiddel og sprøytebetong. Det ble også påvist rester av sprengstoff, mens innholdet av olje og PAH generelt var lavt.
- Roseth og Meland (2006) undersøkte innholdet av miljøgifter i vegvann og slam/sediment fra tre sterkt trafikkerte tunneler i Osloområdet. Tunnelene vaskes 5-12 gange per år og vaskevannet inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller, olje, PAH og vaskestoffer. Det samme gjelder slammet som samles opp i sandfang eller feies opp av suge- og feiebiler. En oversikt over forurensningenes fordeling på hovedkategorier gis i rapporten.

*Tabel 4-4 Utslipp av miljøgifter ved tunnelvask med relativ fordeling på vaskevann (V), partikler fanget opp i sandfang (S) og partikler samlet opp av suge/feiemaskiner (SF) (Roseth og Meland 2006).*

Forurensningskomponent	Festningstunnelen		Granfosstunnelen		Nordbyntunnelen	
	Total	% V - S - SF	Total	% V - S - SF	Total	% V - S - SF
Fosfor (kg)	45,4	41-21-38	8,82	16-14-70	16,6	40-12-49
Kobber (kg)	6	34-15-51	1,3	40-11-48	1,2	39-12-49
Sink (kg)	27,8	34-34-32	3,9	18-12-70	15	28-8-64
Bly (g)	1077	38-29-32	296	13-34-53	234	33-23-44
Kadmium (g)	13,9	60-14-25	4,7	55-13-32	6,2	39-25-36
Nikkel (g)	881	28-26-46	450	10-14-76	324	28-13-59
Krom (g)	1763	19-27-54	898	7-14-79	411	26-16-58
Kvikksølv (g)	1,03	21-23-56	12,16*	94-1-5	0,11	52-6-41
Total nitrogen (kg)	26,1	59-15-26	9,8	24-14-62	15,6	37-10-54
Total org. Karbon (kg)	1455	15-28-57	346	10-20-71	753	14-25-62
Partikler (tonn)	56,5	16-42-41	16,9	12-17-72	14,7	22-17-61
Benzo(a)pyren (g)	10	56-11-33	1,6	38-12-50	1,8	9-13-78
Sum 16 PAH (g)	221	47-19-34	67	50-8-42	67	31-16-53
Total olje (kg)	208	49-30-21	85	55-7-37	360*	80-4-16

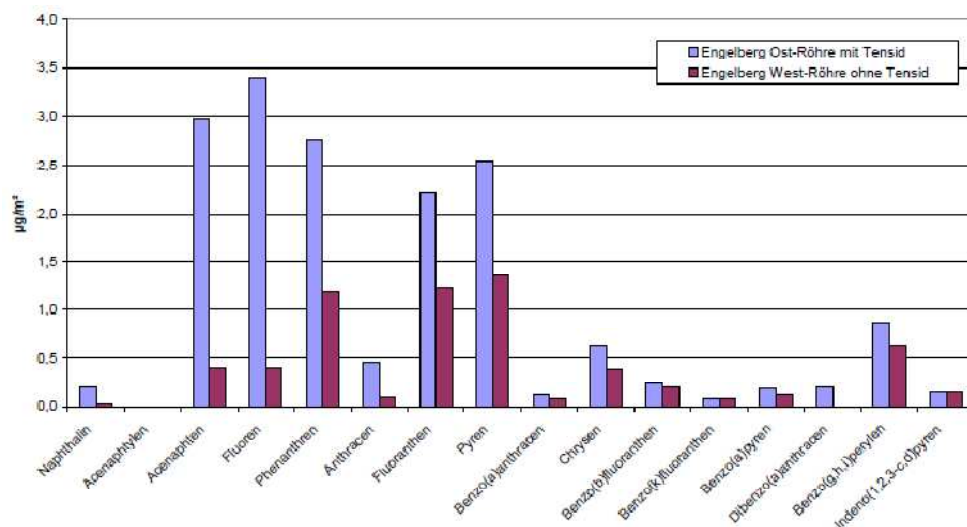
\* Tall som vurderes som ikke representative for normal forurensningsproduksjon

- Meland og Roseth (2011) påviser ut fra målinger av en rekke organofosfater (P-triester) i avrenning fra tunnelvask, at trafikk og vegvann er en signifikant kilde til forurensning med disse stoffene. Stoffene brukes bl.a. som stabilisatorer og brannhemmere i en rekke produkter og materialer i biler. Høyest konsentrasjon ble funnet av TBP (tri-n-butylphosphat) med 33 µg/l fulgt af TBEP (tri/2-ethoxybutoxy)

phosphat) med 1,9 µg/l.

(Til sammenligning var det maksimale innhold av TBP i vegvann fra en dansk motorvei i 1995/96 bare 0,19 µg/l (Kjølholt et al. 1997)).

- Innholdet av PAH og non-polær olje i tunnelvaskevann fra to tunneler er målt av Paruch og Roseth (2008) i forbindelse med en undersøkelse av forskjellige sorbenters egnethet til å fjerne slike stoffer. Det samlede innhold av PAH (8 stoffer) i vaskevannet var 2,86 µg/l, hvorav 1,15 µg/l utgjorde naftalen, mens 0,61 µg/l var pyren og 0,36 µg/l var benzo(a)pyren (BaP). Oljeinnholdet var 4200 µg/l. En tilsvarende studie er utført for tungmetaller.
- Snilsberg et al. (2002) undersøkte tre behandlingsanlegg for avrenning fra tunnelanlegg ved tunnelvask. Et større analyseprogram ble gjennomført i forbindelse med en tunnelvask, hvor vaskevannet hadde høyt innhold av både organisk materiale (omkring 5 gange høyere enn normalt i vegvann, antakelig fra vaskestoffene) og partikler. Mht. metaller så inneholdt prøvene høye verdier av sink (13,8 mg/l), bly (170 µg/l), kobber (680 µg/l) og nikkel (140 µg/l). Metallanalysene ble utført både på filtrert (0,45 µm) og ufiltrert prøve løst i syre. Analysene viste at de fleste metallene var knyttet til partikler (72-95 % bortsett fra sink, hvor mindre enn 50 % var partikkelbundet).
- Såper til tunnelvask o.lign. er undersøkt av Roseth og Søvik (2006) mht. binding og nedbrytelighet. Nedbrytningshastigheten av et av de viktigste vaskemidlene var pH-avhengig og det skjedde stort sett ingen nedbrytning ved pH = 9 eller høyere. Ved pH 7-8 observerte man nedbrytning med moderat hastighet. Giftigheten av produktet avtok betydelig hurtigere enn forventet ut fra nedbrytningshastigheten, hvilket indikerer at den/de toksiske komponentene ble omdannet eller bundet så de ikke lenger var biotilgjengelige.
- Stotz og Holldorb (2008) viser i en undersøkelse fra en motorvegtunnel i Sør-Tyskland at bruken av vaskemidler til tunnelvask øker stoffkonsentrasjonene i vaskevannet markant av stort sett alle undersøkte stoffer, og til et nivå hvor forbehandling av vaskevannet er påkrevd før det kan utledes til resipient.



Figur 4-4 Effekt av detergenttilsetning ved tunnelvask på konsentrasjonen av PAH-forbindelser i vaskevannet (fra Stotz og Holldorb 2008).

Forurensning av vegvann fra tunneler forekommer særlig i forbindelse med rengjøring (vask) av disse. Slike vaskeaktiviteter resulterer i avrenning av vann som er sterkt forurenset av metaller, olje, PAH og vaskestoffer (og sannsynligvis ytterligere en rekke, ikke målte stoffer). Bruk av vaksemidler til vask øker stoffkonsentrasjonen i vaskevannet betydelig. Metaller og PAH er i hovedsak bundet til partikler. Driftsvann ved bygging av tunneler har et helt annet forurensningsbilde dominert av de kjemikaliene og materialene som brukes til boring og konstruksjon.

#### 4.3.2.5 Toksisitet av vegvann og tunnelvaskevann

I takt med kunnskapen om at vegvann inneholder varierende mengder av et bredt spekter av både organiske og uorganiske forurensninger, er det også blitt økende fokus på de mulige biologiske effekter av innholdet av kjemiske stoffer. Dette gjelder også tunnelvaskevann som normalt inneholder enda høyere konsentrasjoner av miljøgifter. Toksisiteten kan være knyttet både til den oppløste fraksjonen og til det suspenderte partikulære materialet som typisk avleires som sediment i rensbassenger langs vegene.

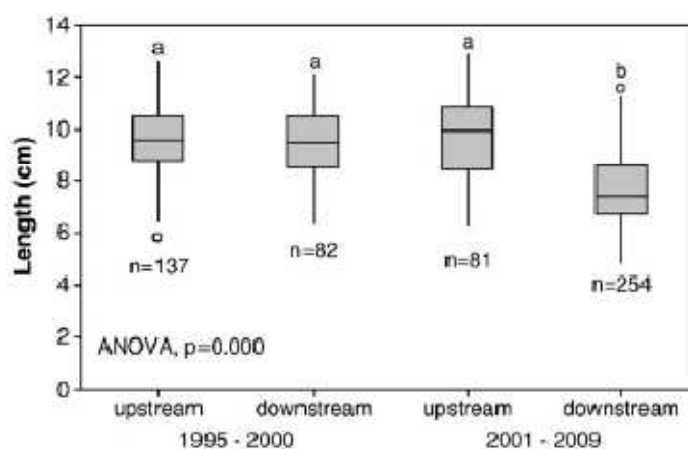
På det teoretiske plan er det vist at vegvann (særlig ved store trafikkårer) inneholder noen stoffer som er høyere enn effektnivåer påvist i laboratorieforsøk med standard testorganismer eller høyere enn gjeldende kravverdier for kvaliteten av overflatevann. Det er også utført spesifikke forsøk med oppsamlet vegvann, hvor det er påvist toksiske effekter av det ufortynnete medium, for eksempel over for alger og invertebrater.

Likeså er det vist at sedimenter i rensbassenger kan overskride økotoksikologisk baserte kvalitetskriterier, og utvise toksisitet for bunnlevende

organismer i konkrete tester. I vegvannssedimenter hopes opp en rekke toksiske, persistente og potensielt bioakkumulerbare stoffer, noe som har gitt anledning til bekymring i forhold til de organismer (både akvatiske og terrestriske), som med tiden innvandrer og "benytter seg" av bassengene som om de var naturlige vannforekomster. Blant de tradisjonelle laboratorietester for akvatisk toksisitet synes algetesten å være den mest følsomme (antakeligvis pga. kobber), mens tester på dafnier og især fisk som oftest er mindre følsomme.

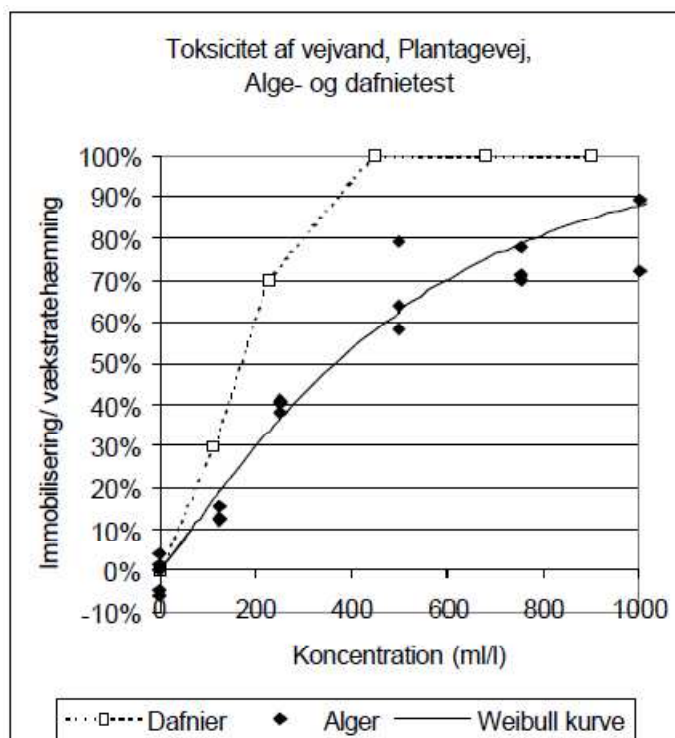
I det etterfølgende nevnes noen eksempler på undersøkelser av toksisiteten i vegvann:

- I Norge har Meland et al. (2010a og 2010b) undersøkt giftigheten av vegvann fra tunnelvask i forhold til sjørret/brunørret (*Salmo trutta*), dels i felten (2010a) og dels *in situ* laboratorieforsøk (2010b). I laboratoriet ble det observert respons på forskjellige biokjemiske markører, men det ble funnet en lavere toksisitet enn forventet ut fra de kjemiske målingene. Dette kan skyldes at vannet hadde et høyt innhold av kalsium samt en stor mengde partikler som kan ha nedsatt biotilgjengeligheten av en rekke miljøgifter. Feltobservasjonene viste at sjørret hadde signifikant nedsatt vekst nedstrøms utslippspunktet sammenlignet med oppstrømsområdet.



Figur 4-5 Lengde av juvenile sjørreter opp- og nedstrøms utslippspunktet for tunnelvaskevann (fra Meland et al. 2010a).

- I Danmark er toksisiteten av vegvann og sediment fra hhv. en sterkt trafikkert motorveg og et nabo område med villaveger blitt undersøkt i korttidstest med dafnier, alger og bakterier (Kjølholt et al. 2001). Det ble påvist toksisitet av uforynnnet vegvann over for alle tre organismegrupper, og en nødvendig fortykning på 2-16 ganger for å komme under toksisk nivå. Bunnfaldning av partikler reduserte ikke toksisiteten, og det ble derfor konkludert med at toksisiteten primært relaterte seg til oppløste stoffer, ikke minst kobber. Sedimentet ble også funnet å være toksisk.



Figur 4-6 Toksisitet av vegvann (villaveger, men med høyt innhold av kobber) i standard dafnie- og algetest (fra Kjølholt et al. 2001).

- Baun et al. (2003) har videre undersøkt økotoksisiteten i et vannløp påvirket av vegvann fra en sterkt trafikkert motorveg i omegn av København. Vannprøver tatt ut i forskjellig avstand fra utslippspunktet ble testet i laboratoriet med dafnie- og algetest. Vannet var ikke toksisk over for alger, men viste svak toksisitet i algetesten for de prøvene som var tatt umiddelbart nedstrøms utslippspunktet. Porevann fra påvirkede sedimentprøver skulle fortynnes 4-13 ganger for å redusere effektnivået til 20 % mot bare 1,6 ganger for referanseprøven.
- Waara og Färm (2008) undersøkte i Sverige toksisiteten av vegvann fra en middels trafikkert veg (20.000 biler/dag) ved innløpet til et basseng. Undersøkelsen omfattet 15 regnhendelser. Giftigheten overfor alger, dafnier, akvatiske planter og bakterier ble undersøkt i korttidstest, men det ble ikke påvist toksisitet i noen av prøvene. Årsaken til det var muligens at vegvannet passerte gjennom vegetasjon i vegsiden før innløpet til bassenget, som kan ha redusert stoffinnholdet og dermed toksisiteten.
- Kayhanian et al. (2008) testet vegvann fra tre trafikkerte motorveger i Los Angeles-området i test med alger, fisk og dafnier samt to marine arter (sjøpinnsvin og bakterier). Det var stor variasjon i toksisiteten, men generelt fant man mer enn 40 % av den samlede toksisiteten i de første 20 % av avrenningsvolumet. I gjennomsnitt forekom 90 % av toksisiteten innen de første 30 % av en regneperiodes varighet. I langt de fleste tilfeller

(90 %) skyldtes observert toksisitet primært prøvenes innhold av kobber og sink.

- Grant et al. (2003) har laget en oversikt over partikkelbundne miljøgifter og deres toksisitet i vegvann. En stor del av de potensielt giftige stoffene i vegvann er bundet til partikler, især kolloidfraksjonen. Samtidig innvirker denne tilknytning til den partikulære fraksjonen på stoffenes biotilgjengelighet, og dermed deres toksisitet i miljøet. Partikler (herunder forskjellige partikkelfordelinger) antas å ha en vesentlig innflytelse på den store variasjon i toksisitet av vegvannsprøver som typisk observeres. Det anbefales å teste vegvannets toksisitet med et utvalg av forskjellige organismer og å benytte Toxicity Identification Evaluation (TIE) metoder.
- Kumar et al. (2002) undersøkte toksisiteten av kunstig generert vegvann (vanning av vegen fra en tankbil) fra fire ferdselsårer (samt to boligområder) i Adelaide, Australia i laboratorietest med alger og fisk. Overordnet ble det påvist effekter i noen prøver, men bare overfor alger, og ikke fisk. First flush var generelt mer toksisk enn blandprøver over hele hendelsesforløpet, men var ikke sterkt toksisk (NOEC = 25 % mot blandprøvenes 50 % (dvs. hhv. 4 og 2 gangers fortyning)).
- Osterauer et al. (2011) har nylig vist at katalysatormetallet platina er genotoksisk overfor ferskvannssneglen *Marisa cornuarietis*, men ikke overfor zebrafisk. Effekter (DNA-skader) ble påvist ned til en konsentrasjon på 1 µg/l.

#### 4.3.2.6 Observasjoner av biologiske effekter i resipienter

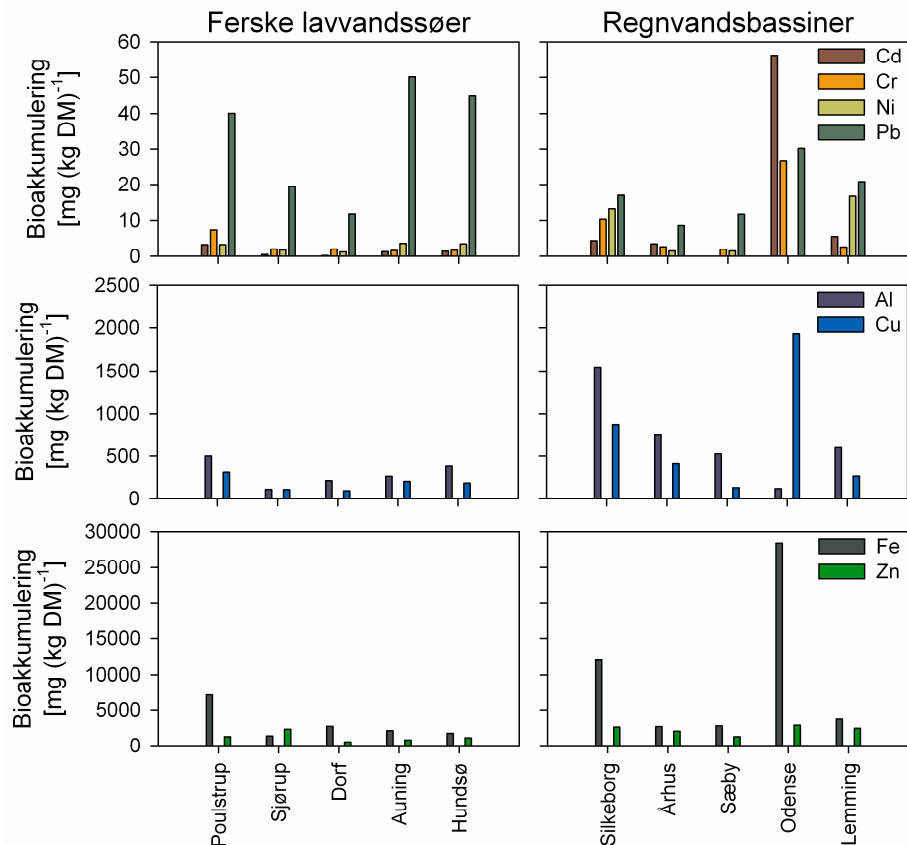
Mange undersøkelser av vegvann og sedimentenes giftighet i miljøet er undersøkt i laboratorieforsøk eller tilsvarende kontrollerte eksperimenter. Det foreligger bare enkelte undersøkelser av biologiske effekter i virkelige resipienter som tilføres vegvann.

I Norge er det rapportert fra overvåkning av resipienter i forbindelse med veg- og tunnelbygging. Fra Sverige og Danmark foreligger det også observasjoner av påvirkninger i selve resipientene:

- Bækken og Færøvig (2004) rapporterer fra overvåkning i 1992 og 2002 av enkeltarter og økologi i Padderudvann, en vegvannspåvirket innsjø i Asker kommune. I løpet av de 10 årene var eutrofieringen av vannet steget markant, saliniteten var øket og også innholdet av de fleste metaller og PAH var blitt høyere. Det ble ikke observert biologiske forandringer som kunne tilskrives innholdet av egentlige miljøgifter, men man konstaterte at sirkulasjonsdybden for vannet i innsjøen var mindre enn tidligere på grunn av stigende innhold av klorid fra vintersalting av vegen.
- Resipientpåvirkning som følge av avrenning i forbindelse med bygging av veg og tunnel ved Tønsberg er blitt overvåket fra 2004-2008 (Bækken og

Rygg 2009). Det ble ikke påvist endringer i de biologiske samfunn i resipienten som kunne tilbakeføres til anleggsaktivitetene (det ble utført forebyggende tiltak på anlegget for å forebygge negative virkninger).

- Damsgård (2011) har undersøkt bioakkumulering av tungmetaller i bunnlevende invertebrater (øyenstikkere, døgnfluer) og frosk i fem bassenger langs E6 mellom Oslo og Ås. Hun konkluderer med at det er bevis for at det skjer akkumulering i bunndyr og frosk i forskjellig grad for de forskjellige grupper som er korrelert med forurensningsnivået.
- Tilsvarende har Stephansen et al. (2011) i Danmark undersøkt akkumulering av tungmetaller i invertebrater i fem vegvannsbassenger. Det konkluderes at det er et økt opptak av tungmetaller i de undersøkte gruppene av invertebrater i forhold til de samme gruppene i fem ferske grunne innsjøer. Artssammensetningen var forøvrig omtrent den samme, hvilket tyder på at invertebratfaunaen ikke er markant påvirket av tungmetalbelastningen.



Figur 4-7 Bioakkumulering av metaller i akvatiske invertebrater i hhv. upåvirket grunne ferskvannsinnsjøer og trafikkpåvirket regnvannsbassenger (fra Stephansen et al. 2011).

- Wik et al. (2008) undersøkte i Sverige toksisiteten av vegvannssedimenter fra 13 bassenger i laboratorietest og utførte samtidig sammensetningen av den bentiske fauna i de undersøkte bassengene. Det kunne ikke etableres sikre sammenhenger mellom forurensningsnivå, toksisitet og forekomst av bunnfauna, men generelt besto faunaen bare av meget tolerante taksonomiske grupper som ble tilskrevet sedimentsammensetningen.
- I Frankrike konstaterer Le Viol et al. (2009) at vegvannsbassenger langs motorveger inneholder likeså artsrike samfunn av akvatiske invertebrater som upåvirkede vannforekomster i nærheten. Den eneste observerte forskjell var en høyere tetthet av små invertebrater med kort livslengde i vegvannsbassenger sammenlignet med de naturlige vannforekomstene.
- Graoentine et al. (2007) i Canada fant ved studier av et system for mottak og behandling av vegvann og urban avrenning, at sedimentets direkte giftighet overfor bunnlevende organismer var knyttet til innholdet av tungmetaller og PAH, mens den generelle forringelse av bunn dyrssamfunnene hang sammen med høy salinitet i vannsøylen.

#### 4.3.2.7 Kriterier for iverksettelse av tiltak

Kriterier for iverksettelse av tiltak mot vannforurensning fra veg kan ta utgangspunkt enten i vegvannets innhold av miljøgifter eller i dets toksisitet. Dessuten bør sårbarheten i det berørte vannmiljøet (resipienten) tas i betraktning. Dette kan omfatte både forfynningsforhold, vannkjemi og økologi (herunder forekomst av særlig følsomme eller truede arter).

Med hensyn til kriterier relatert til innholdet av miljøgifter vil det være opplagt å forholde seg til de miljøkvalitetskravene, EQS (Environmental Quality Standards), for de 33 såkalte prioriterte stoffene som er gitt i EU-direktiv 2008/105/EC av 16. desember 2008. Dette direktivet er et datterdirektiv til EUs Vannrammedirektiv (2000/60/EC). I bilag III til direktiv 2008/105/EC nevnes dessuten et antall kandidatstoffer til listen over prioriterte stoffer, hvor det skal utarbeides forslag til EQS. Direktivet deler opp kravene i generelle kvalitetskrav (AA-EQS) og i krav ved korttidsutslipp (MAC-EQS) samt i krav til ferskvannsmiljøer og marine miljøer (Direktoratsgruppa vanddirektivet, 2009). For de stoffene som ikke inngår blant EUs prioriterte stoffer (for eksempel kobber) gjelder fortsatt den norske tilstandsklassifiseringen (SFT, 1997).

Det bør overveies om kravverdiene skal gjelde i selve utslippspunktet eller først ved utkanten av en nærsone omkring utslippspunktet.



Tabel 4-5 EU-kvalitetskrav (EQS) jfr. Direktiv 2008/105/EC for utvalgte prioriterte stoffer som vurderes å ha særlig relevans for vegvann. Det er angitt årsmiddelverdier (AA-EQS) og korttidsverdier (MAC-EQS) for både ferskvann og marine områder.

Stof	Ferskvann-EQS (µg/l)		Marin EQS (µg/l)	
	AA-EQS	MAC-EQS	AA-EQS	MAC-EQS
Bly	7,2	N/A	7,2	N/A
Nikkel	20	N/A	20	N/A
Benzen	10	50	8	50
Bromerede diphenylethere*	0,0005	N/A	0,0005	N/A
DEHP	1,3	N/A	1,3	N/A
Nonylphenol	0,3	2,0	0,3	2,0
Octylphenol	0,1	N/A	0,01	N/A
<i>PAH-forbindelser:</i>				
- naphthalen	2,4	N/A	1,2	N/A
- anthracen	0,1	0,4	0,1	0,4
- fluoranthen	0,1	1	0,1	1
- benzo(a)pyren	0,05	0,1	0,05	0,1
- sum, benzo(b+k)fluoranthen	0,03	N/A	0,03	N/A
- sum, benzo(ghi)perylene + indeno(1,2,3-cd)pyren	0,002	N/A	0,002	N/A

N/A = Not applicable / anvendes ikke.

\* Ikke undersøkt/dokumentert, men mengden av elektronikk i biler etc er stadig økende.

Bruk av toksisitetsbaserte kriterier ville ha den fordel at den samlede påvirkning av alle de tilstedeværende miljøgifter ville komme til uttrykk i motsetning til ovenstående kriterier for enkeltstoffer, som ikke kan ta hensyn til additiv effekt (eller eventuell synergistisk effekt). Omvendt er mange av de mest problematiske stoffene ikke spesielt akutt toksiske og er dermed ikke velegnede til rutinemessig effekttesting (for komplisert og dyrt). Eventuelt kunne en biokjemisk respons benyttes som en operasjonell indikator.

Her gjengis et skjema fra Lindgren 2004 om veiledende verdier for behov for behandling av vegvann som funksjon av trafikkmengden:

Trafikbelastning	Åtgärd
< 10 000 ÅDT	Inga särskilda åtgärder krävs för omhändertagande av dagvatten. Tillämpa Vägverkets normala arbete för vägutformning och miljöhänsyn.
10 000-15 000 ÅDT	Vägdagvattnet bör ej ledas via ledning eller direktavrinning till recipient. Avvattning via väl utformade öppna diken är normalt ett fullgott alternativ.
> 15 000 ÅDT, landsväg	Rening av vägdagvatten bör normalt utföras
> 15 000 ÅDT, tätort	Flödesutjämning och rening bör normalt utföras.
> 30 000 ÅDT	Uppsamling, flödesutjämning och rening bör normalt utföras.
Speciella skyddsobjekt	Kräver dagvattenåtgärder oavsett trafikbelastning utifrån särskild utredning

### 4.3.3 Kunnskapsmangler

Gjennomgangen av den eksisterende kunnskapen om miljøgifter i vegvann og tunnelvaskevann og giftigheten av det overfor vannlevende organismer, har vist at selv om det over en lang årrekke er foretatt et betydeligt antall undersøkelser i en rekke land, er det stadig noen mangler i vår kunnskap. Her nevnes:

- Hvilke stoffer benyttes i dag ved fremstilling av biler (inkl. dekk mv.), katalysatorer, drivstoff og smøremidler, vegbelegg og vegtekniske installasjoner?
- Vet vi nok om utlekking fra relevante materialer og produkter, eller er det behov for utvaskings-/avvaskings- og slitasetester for noen av disse, for eksempel malinger til veger?
- Hvordan er forholdet mellom oppløste og partikkelbundne fraksjoner av stoffer under forskjellige omstendigheter? Er det eventuelt behov for forfining av oppdeling i fraksjoner (dvs. ikke bare større eller mindre enn 45µm)?
- First flush, myte eller faktum (inkl. betydning av forskjellige faktorer relatert til stoffer, nedbørshendelser eller vegoverflater etc.)?
- Forbedring av modeller for avrenning og spredning av miljøgifter til vegvann og i vegvannssystemer?
- I hvilket omfang er det mulighet for forenkling av overvåkning/monitoring - kan det benyttes indikatorstoffer/-parametre?
- Kan det i dag observeres biologiske forandringer/skader i vannmiljøet som kan føres til utledning av vegvann/tunnelvaskevann og særlig til dets innhold av miljøgifter?

- Hva (hvilke stoffer) forårsaker toksisiteten i vegvann/tunnelvaskevann? Kanskje ytterligere utvikling av TIE (Toxicity Identification Evaluation) med fokus på vegvann?
- Kan det bringes til veie så gode korrelasjoner mellom toksisitet og innholdet av bestemte stoffer/parametre, at disse kan brukes som indikatorer for risiko for biologisk effekt?
- Behov for utvikling av kriterier for iverksettelse av tiltak.

## 4.4 Rensing av vegvann og tunnelvaskevann

### 4.4.1 Innledning

Den overordnede målsetning for Statens vegvesen er gjennom FoU-programmet å oppnå ny kunnskap og erfaring vedrørende vegvannets forurensende virkning, samt metoder som gjør etaten i stand til å bygge og drifte vegnett på en miljømssig forsvarlig måte. Med hensyn til rensing av vegvann er det dermed fokus på følgende delmål:

- Metoder for videregående rensing, dvs. metoder som ikke bare reduserer partikulært bundne forurensningsstoffer i vegvannet, men som også fjerner oppløste og kolloide stofffraksjoner, og som dermed reduserer toksisiteten i vegvannet.
- Vurdering av renseseffekt i forbindelse med enkel infiltrasjon og tilbakeholdelse av forurensninger i grøftesystemer samt små bioretensjonssystemer (typisk vegnære arealer med vegetasjon, eksempelvis benevnt som "filter strips", "vegetated buffer strips" og "rain gardens").
- Metoder som "bredspektret" reduserer de fysiske, kjemiske og biologiske forskjelligartede stoffer som forekommer i vegvann.
- Vurdering av variabiliteten av rensing under ekstreme betingelser, særlig i forbindelse med ekstreme regnhendelser og avrenningsbegivenheter (snøsmeltning og flom), samt under vinterforhold med helt eller delvist tilfrosne anlegg.
- Renseanleggenes innpassing under gitte lokalt bestemte forhold, eksempelvis i forbindelse med begrenset arealtilgjengelighet i by og på land, samt vedrørende anleggenes miljømessige funksjon som biotop og rekreativt område.
- Metoder til reduksjon av forurensningsutslipp i anleggsfasen for veganlegg.
- Metoder til rensing av vaskevannet fra tunneler.

### 4.4.2 Dagens kunnskapsnivå

#### 4.4.2.1 Det overordnede kunnskapsnivå

Overordnet sett er kunnskapen om rensing av overvann fra veger og byområder på et nivå, der muligheten for etablering av lavteknologiske renseanlegg med markant reduksjon i utslippet av forurensende stoffer, er til stede. Dette kunnskapsnivået er særlig nådd gjennom de siste 40 år, og har fremstått med relativt enkle og effektive konsepter og systemer, hvor naturens egne prosesser blir etterlignet. Denne kunnskapen om overvannets grunnleggende egenskaper

og miljømessige håndtering, er dokumenteret i et stort antall artikler, rapporter og bøker samt gjennom diverse nettsider som drives av en rekke institusjoner.

Utviklingen av disse ”naturbaserte” eller ”lavteknologiske” renseanleggene har særlig funnet sted i USA. Denne kunnskapen har dannet basis for utviklingen i andre land, deriblant Skandinavia, idet det er tatt hensyn til de herskende belastningsmessige og klimatiske betingelser i form av primært nedbør og temperatur. Det er i denne forbindelse sentralt at variabiliteten i rensegrad og effekt er stor i både tid og sted, forårsaket av en rekke styrende forhold i forureningsmessig belastning og klima. Denne variabiliteten må tas med som et statistisk faktum i forbindelse med enhver form for målinger, og følgelig avspeile seg i såvel dimensjonering som drift av denne type renseanlegg. Dette forholdet medfører at programmer for undersøkelse av et renseanleggs effektivitet nødvendigvis må bli omfattende.

Vurdering av et renseanleggs evne til å rense overvann, herunder vegvann, blir tradisjonelt angitt ved en rensegrad i form av en prosentverdi for reduksjon for hver av de målte stoffene, målt som konsentrasjon. Det skal presiseres at en slik definert rensegrad øker i verdi med stigende konsentrasjon i tilløpsvannet, og er derfor ikke en verdi som gir et presist bilde av et gitt anleggs renseevne. Konsentrasjonen i utløpet fra et anlegg av de stoffene som underkastes rensning, er derimot den verdien som best avspeiler anleggets evne til å fjerne stoffene, og som derfor i denne forbindelsen bør tillegges størst vekt. Dette fordi denne parameteren er mer eller mindre uavhengig av konsentrasjonen i innløpsvannet.

Teknologier for rensing av vegvann kan deles opp etter flere prinsipper. I det foreliggende prosjektet, og av hensyn til både oppnådd rensegrad samt anleggs- og driftsmessige forhold, skjer dette i følgende hovedtyper, hvor hver type igjen kan inndeles i et større antall undertyper:

- Enkelt bassenganlegg, dvs. anlegg hvor stoffjerning i vesentlig grad skjer ved sedimentasjon og adsorpsjon og i vesentlig grad er avhengig av oppholdstiden av regnvannet i bassenget. Anleggene omfatter bassenger med permanent vannspeil, infiltrasjonsbassenger, kunstig anlagte våtområder og bassenger som delvis er tørre mellom regneepisodene.
- Anlegg som er utformet som grøfter og kanaler samt vegnære arealer med vegetasjon, og som danner transportveger for vegvannet. Arealene er vanligvis helt eller delvist tørre mellom regnbegivenhetene. Slike arealer betegnes bioretensjon-systemer, forutsatt at disse er hensiktsmessig utformet for reduksjon av vegvannet og de transporterte forureningsstoffer.
- Utbygde enkle bassenganlegg for videregående rensing av vegvannet basert på enten adsorpsjon og tilbakeholdelse i filtre av oppløste, kolloide og finpartikulære fraksjoner av de forurensende stoffene eller

hvor det ved kjemikaliedosering kan foregå koagulering, flokkulering og utfelling av slike stofffraksjoner.

- Teknologisk avanserte renseanlegg som er basert på en styrt og regulert prosesseteknikk fjerner forurensende stoffer fra vegvannet.

Bredden i disse anleggstypene er vesentlig, idet det gir mulighet for valg av type som er tilpasset et gitt behov, eksempelvis i form av arealkrav og med hensyn til ønsket omfang av rensingen. Ønsket om minst mulig biotilgjengelighet og lavt toksisitetsnivå for miljøfremmede stoffer i vegvannet som utledes til sårbare resipienter, kan angi kravene til graden av rensing. Ut over de nevnte typene er det behov for anlegg som spesifikt er rettet mot rensing av det forurensede vannet som genereres ved vasking av tunneller.

Mengden av litteratur om rensing av overvann/vegvann er meget omfattende. I denne kunnskapsvurderingen, er det bare i meget begrenset omfang vist til bakgrunns litteraturen i selve teksten. Det er til gjengjeld i referanselisten i kap. 5 vist til et antall publikasjoner, hvor det i disse finnes meget omfattende referanselister, som vurderes sentrale som kunnskapsbasis for prosesser og teknologier i forbindelse med rensing av vegvann. I de oppgitte referansene som sammenfatter den eksisterende kunnskap, er det gitt korte kommentarer som anses for nyttige i forbindelse med dette forprosjekt. Når de sammenfattende referansene tillegges spesiell informativ verdi, skyldes det ikke minst at de i et meget vidt omfang inneholder kunnskap som allerede har vært grundig bearbeidet og systematisert. Videre er de referanselistene som inngår i disse publikasjonene, blitt spesielt vurdert og utvalgt i denne sammenheng. Ytterligere er det i avsnitt 5 gitt referanser som angår eksempelvis nylig publiserte artikler, primært i relasjon til toksisitet og biologiske effekter samt spesifikke publikasjoner som handler om rensing av vaskevann fra tunneler.

Denne kortfattede beskrivelsen av det overordnede kunnskapsnivået vedrørende rensing av vegvann, er både basal og sentral i det aktuelle tilfellet. I det etterfølgende gis en spesifikk sammenstilling av kunnskapsnivået som mer direkte vil være rettet mot aktuelle FoU-aktiviteter med utgangspunkt i målsetningene angitt i kap. 4.4.1.

#### **4.4.2.2 Renseprosesser i forskjellige typer anlegg – tradisjonell og videregående rensing**

Det er som utgangspunkt vesentlig at typen av renseanlegg, stoffkonsentrasjonene og sammensetningen av vegvannet samt nedbør og temperatur, er sentrale og avgjørende faktorer for anleggenes dimensjonering og den rensegrad som vil kunne oppnås i disse.

Rensebassenger er generelt blitt vurdert som effektive, enkle og robuste lavteknologiske systemer for reduksjon av et bredt spekter av forurensende stoffer som forekommer i vegvann. Det foreligger for disse typer en omfattende kunnskap om deres funksjon og oppnåelig rensegrad. Resultatene oppnådd for anlegget ved E6, Skullerudkrysset, Oslo, er i denne forbindelse representative.

Rensebassengene fjerner imidlertid primært partikulært stoff. Der det settes høye kvalitetskrav til vegvannsutslippet i form av reduksjon i biotilgjengelighet av oppløste og kolloide stofffraksjoner, og dermed tilsvarende redusert risiko for toksiske effekter på de biologiske systemene, må bassengene forsynes med en teknologi som fjerner disse to stofffraksjonene mer effektivt. Bare få prosjekter har systematisk og i full skala undersøkt disse forholdene nøyer i forbindelse med rensing av overvann/vegvann. Gjennom det EU-finansierte LIFE-TREASURE prosjekter er følgende muligheter de siste årene blitt prøvd og demonstrert:

#### *Sandfilter og sorpsjonsfilter*

Et sorpsjonsfilter, eksempelvis bestående av kalcitt/dolomitt eller olivin, som er aktive overfor stoffene i overvann, er en effektiv løsning til markant reduksjon av oppløste og kolloide stofffraksjoner. Sorpsjonsfilteret vil vanligvis være kombinert med et foranliggende, periodevis avdrener sandfilter for tilbakeholdelse av finpartikulært stoff. Sandfiltre og sorpsjonsfiltre er relativt enkle å bygge og krever minimum av tilsyn og vedlikehold gjennom filtrenes levetid. På tross av at det våte regnvannsbassenget fjerner en meget vesentlig del av de partikulære stoffene, er det risiko for tilslamming av filteret. For å beholde nødvendig kapasitet i forbindelse med utløp av det rensede regnvannet fra bassenget, må sandfilteret – og dermed det underliggende sorpsjonsfilter – dimensjoneres med et stort overflateareal. Med disse bemerkningene kan det anbefales å benytte metoden til videregående rensing av vegvann som skal holde høyt fastsatte vannkvalitetskrav. Et sandfilter alene uten underliggende sorpsjonsfilter er en løsning som vil kunne øke rensesevnen av et vått regnvannsbasseng.

#### *Jernberiket bunnsediment*

Det er ikke vist at etablering av et vått regnvannsbasseng med jernberiket bunnsediment i vesentlig grad reduserer konsentrasjonsnivåene av forurensende stoffer. Innholdet av svevende alger (fytoplankton) i bassenget er imidlertid funnet lavere i forhold til et forventet nivå. Det er en arbeidskrevende prosess å legge jernsalter i et basseng, og prosessen må gjentas ofte. Basert på foreløpige erfaringer, kan det ikke anbefales å benytte metoden til videregående rensing av avstrømmet regnvann.

#### *Dosering med aluminiumsalter*

Dosering af aluminiumsalter i innløpet til et vått regnvannsbasseng har ikke i vesentlig grad vist seg å redusere allerede oppnådde konsentrasjonsnivåer av forurensende stoffer. Innholdet av svevende alger (fytoplankton) i anlegget har imidlertid i forhold til et forventet nivå, vist seg å være vesentlig lavere, som tilskrives flokkdannelsen. Metoden er enkel både å etablere og å drive, men krever hyppige tilsyn og supplering av kjemikalier. Metoden kan anbefales i situasjoner hvor oppnåelse av klart vann i et basseng er et vesentlig kvalitetskriterium. Som erstatning for aluminiumsalter kan jernsalter brukes.

Infiltrasjonsanlegg og bioretensjon-systemer omfatter flere hovedtyper i form av både bassenganlegg og systemer som for eksempel grøfter, vegetasjonsdekkende arealer med svak helling, samt mindre bioretensjon-systemer av varierende utformning. Slike anlegg er vidt utbredte, men i mindre grad undersøkt med hensyn til deres renseevne. De foreliggende resultatene tyder på at stoffreduksjonen primært er basert på den tilsvarende volummessige reduksjon som følge av infiltrasjon, men stoffopptak i vegetasjonen kan være en supplerende mulighet for reduksjon i belastningen. Tilbakeholdelse av forurensninger i jordlagene varierer med adsorpsjons- og prosessmessige egenskaper av såvel det enkelte stoff som jordlagets egenskaper. Spesielle forhold er knyttet til funksjonen av disse anleggene under vinterforhold hvor infiltrasjonen blir redusert eller helt forhindret.

#### 4.4.2.3 Renseanlegg som biotoper

Hovedparten av de tradisjonelle typer av renseanlegg for vegvann – bortsett fra infiltrasjonsanlegg – er basert på at rensingen vesentligst skjer ved sedimentasjon, og at det dermed er den partikulære fraksjonen av de forurensende stoffene som fjernes fra vannfasen. De to resterende stofffraksjonene, den kolloide og den oppløste fraksjonen, er i motsetning til den partikulære fraksjonen umiddelbart biologisk aktiv og de miljøfremmede stoffene med disse egenskapene er dermed potensielt toksiske. Både vannfasen og sedimentet i renseanlegg (bassenganlegg) og det rensede vannet som utledes til resipient, kan dermed være toksisk og påvirke såvel flora som fauna. Det har særlig vært tungmetaller og PAH-forbindelser som i denne sammenheng har vært i fokus, ikke minst pga. disse stoffenes generelle og mengdemessige forekomst i vegvannet. I nyere litteratur har disse problemstillingene i tilknytning til rensing av vegvann bl.a. vært behandlet i Marsalek et al. (2006), Vollertsen et al. (2009), Karlsson et al. (2010) og Wium-Andersen et al. (2011). Det forhøyede bakgrunnsnivået av potensielt toksiske stoffer medfører at disse stoffene kan akkumuleres i biomassen, noe som medfører at såvel flora som fauna fra slike systemer påføres forhøyede nivåer sammenlignet med ikke-belastede innsjøer (Stephansen et al., in press).

Såvel vannfasen som sedimentet i våte regnvannsbassenger og lignende anlegg som mottar overvann fra byoverflater og veger, er identifisert som å være toksisk, (Wik et al., 2008).

Selv om sedimentet primært består av partikulært materiale, må dets toksiske egenskaper antas å være forårsaket av de tilstedeværende oppløste og kolloide stofffraksjonene. Påvirkninger av toksiske stoffer kan vise seg som såvel akutt, som kronisk skade på flora og fauna. På tross av den toksiske effekten observeres det ofte i anlegg som mottar vegvann, en høy biologisk diversitet og en tilstedeværelse av dyr som normalt anses for å kreve rent vann. Eksempelvis har en undersøkelse av et større antall franske regnvannsbassenger langs motorveger vist at disse utgjør biotoper med minst like så høy biologisk diversitet som ”uforurensede” vannforekomster (Viol et al., 2009).



#### 4.4.2.4 Forskjellige anleggstyper og deres anvendelighet

Det finns i litteraturen, eksempelvis FHWA (1996) og ASTRA & BAFU (2010), lister og tabeller som gir en grov sammenheng mellom anleggstype og en lang rekke basale egenskaper som rensegrad for forurensende stoffer, anleggsomkostninger, nødvendig/optimal størrelse på nedbørsfeltet og arealkrav. Slike lister kan være nyttige for å skape oversikt, ikke minst ved en innledende screening, men erfaringer viser også at de meget varierende betingelsene som anleggene i praksis underkastes, vil medføre at slike sammenhenger alltid bør vurderes kritisk.

På tross av ovenstående forbehold er det naturligvis i gitte anleggstyper innbygget egenskaper som karakteriserer den enkelte type sammenlignet med andre anlegg. Eksempelvis er det i kriteriene for dimensjoneringen av våte regnvannsbassenger innebygget arealkrav i forhold til nedbørsfeltets størrelse, som ofte gjør disse typene vanskelig å passes inn i allerede tett bebyggede områder. Derimot kan bioretensjon-systemer eksempelvis lettere utnytte små arealer langs vegger i bynedbørsfelt. Videre bør nedbørsfeltet til et vått regnvannsbasseng ikke være mindre enn 3-5 ha pga. anleggs- og driftsomkostninger samt funksjon, mens et anlegg basert på bioretensjon ikke har et tilsvarende minimumskrav til størrelsen av nedbørsfeltet.

Et vesentlig kriterie ved valg av anleggstype er forventet renseeffekt. Visse anlegg, eksempelvis våte regnvannsbassenger, vil forutsatt ”korrekt” dimensjonering, over tid gi en stabil grad av rensing. Derimot vil bioretensjonssystemer ofte utvise større variabilitet i rensegrad. Bygges det et anlegg med en hensiktsmessig teknologi, eksempelvis aktiv filtrering eller kjemisk felling, vil rensegraden kunne økes og ytterligere stabiliseres. Til gjengjeld vil driftsomkostningene ved slike anleggstyper være større.

Med henvisning til ovenstående er det innlysende vesentlig at de forskjellige anleggstypene har forskjellige egenskaper. Dette forholdet skaper mulighet for et optimalt valg i forhold til de sværtforskjellige ytre betingelser som et gitt anlegg skal tilpasses. I slike ”ytre betingelser” inngår lokale forhold som f.eks. arealtilgjengelighet og eksempelvis ønsket rensegrad.

#### 4.4.2.5 Rensing av vaskevann fra vegtunneler

Innledningsvis er det vesentlig å gjøre det klart at vaskevann fra vegtunneler i vid utstrekning inneholder de samme typer av forurensende stoffer som i vegvann. For tunnellvaskevann inngår imidlertid forskjellige typer såper som brukes ved rengjøring av vegtunnelene, og som i rensemessig henseende har tilsvarende forskjellig nedbrytning. Avhengig av vannmengden som benyttes til rengjøringen, blir konsentrasjonen av de forurensende stoffene høy eller lav. Vanligvis er konsentrasjonene av miljøfarlige stoffer som tungmetaller og PAH'er høye. De forurensende stoffene forekommer i stor grad bundet til partikulært materiale som vil sedimentere i bassenganlegg. I utgangspunktet kan de samme renseanlegg som brukes til rensning av vegvann derfor også brukes. Enkel rensing i form av stoffjerning ved sedimentasjon i bassenger er allminnelig utbredt. Videregående rensing for ytterligere fjerning av kolloide

og oppløste fraksjoner kan gjennomføres etter prinsipper som beskrevet for vegvann, eksempelvis i form av en forfelling, felling med aluminium- eller jernsalter tilsatt flokkuleringsmidler etterfulgt av en filtreringsprosess.

For den praktiske håndteringen av rensing av tunnelvann, er det sentralt at produksjonen av det forurensede tunnelvannet ikke forekommer tilfeldig hendelsesorientert, og generert av regnhendelser, men at denne typen avløpsvann er et resultatet av en bevisst handling som tids- og stedsmessig er veldefinert. Videre må det forventes at kvaliteten av tunnelvaskevann for den enkelte tunnel fra vask til vask er et mer ”konstant” produkt enn vegvann. Det forurensede tunnelvannet kan derfor underkastes en renseprosess som i høyere grad kan styres.

Norge har med sine 800 km tunneller, etablert kunnskap og et høyt erfaringsnivå for håndteringen av forurensing i tunneler samt de miljømessige effekter forbundet med tunneldrift. Den mer spesifikke dokumentasjon av disse forhold i form av artikler og rapporter er ikke tatt med i de øvrige anførte referanser. Sentral litteratur vedrørende vaskevann fra tunneler rettet mot rensing, er derfor separat anført i referanselisten. Artikler som handler om rensing av vaskevann fra tunneler, er funnet meget sparsomt i den internasjonale litteraturen.

#### **4.4.3 Kunnskapsmangler**

I den foreliggende litteraturen er det etablert en generell og grunnleggende kunnskap om funksjon, dimensjonering og drift av ”naturbaserte, lavteknologiske” anlegg til rensing overvann fra byområder og veger. I hovedsak har de bakenforliggende undersøkelser fokusert på rensing av overvann fra byoverflater, men i vid utstrekning gjelder denne kunnskapen også rensing av vegvann. Som utgangspunkt er det dermed kunnskap til rådighet om vegvannets forurensende påvirkning, samt rensemetoder som i bred forstand er sentrale for at SVV ser seg i stand til å bygge og drive vegnettet på en miljømessig forsvarlig måte.

Når det kommer til en rekke detaljer, kan det konstateres at det i den foreliggende litteraturen forekommer forhold som er mer eller mindre motstridende eller som ikke klart gir anvisning på hvordan implementering av renseløsninger i praksis skal finne sted. Som innledningsvis nevnt i Avsnitt 4.4.2. vil det på grunn av de meget varierende betingelsene som rensingen er underkastet i praksis, være et generelt og markant behov for å bygge ut kunnskap om rensingen under de til enhver tid herskende, lokalt bestemte forhold. Antall typer – og ikke minst undertyper – av anlegg som egner seg til rensing av vegvann, er meget stort, og det blir tilsvarende behov for å etablere kunnskap om hvordan valg av type henger sammen med gitte behov og lokale muligheter eller begrensninger for implementering av en gitt løsning.

Mer spesifikt er det i forhold til de mål som SVV har satt seg, grunn til å notere seg følgende mangler i den foreliggende kunnskap:

### ***Videregående rensing av vegvann og vaskevann fra tunneler***

Det har i meget begrenset omfang vært gjennomført undersøkelser av videregående rensemetoder for overvann, som ikke bare fjerner de partikulære stofffraksjoner, men som effektivt og driftsmessig stabilt renser for kolloide og oppløste stoffer. Det er derfor behov for utvikling av de konsepter som hittil har vært prøvd. Formålet med en slik videregående rensing er å redusere den toksiske effekten av avrenningen fra veier. Sammenhengen mellom en slik videregående rensing og reduksjonen i toksisk effekt er likeledes bare undersøkt i begrenset omfang. Det er videre behov for metoder til videregående rensing av vaskevann fra tunneler, og samtidig undersøke om anlegg til rensing av vegvann også vil være brukbare for forurenset tunnelvann. En utbygget kunnskap om disse sammenhengene vil gjøre det mulig å velge rens metode i forhold til det aktuelle kravet til resipientkvalitet.

### ***Tilbakeholdelse av stoffer i grøftesystemer og infiltrasjonsanlegg***

Grøfter og tilsvarende kanalsystemer forekommer i forbindelse med transport av vegvann til renseanlegg eller resipient. Den almene og basale forståelse av stofftilbakeholdelse og infiltrasjon er på plass, men integrering mellom transport- og rensesystemene krever ytterligere undersøkelser. Optimal bruk av dette transportsystemet gir mulighet for økt infiltrasjon og redusert vannføring til rensing. Videre er jordens egenskaper en delvis ukjent faktor for tilbakeholdelse av forurensende stoffer, som i tilsvarende delvis ukjent omfang, påvirker forurensingen av jordsystemet.

### ***Små renseanlegg med små arealkrav***

Systemer for bioretensjon er i litteraturen betegnet som eksempelvis ”filter strips”, ”vegetated buffer strips” og ”rain gardens”. Disse systemene ligger ofte som smale gress- eller vegetasjonsdekkede arealer i tilknytning til veganlegg i såvel bymessig bebyggelse som i landområder. Ofte ligger slike potensielle arealer uutnyttet i relasjon til avvanning og rensing av vegvannet. Muligheten for å utnytte disse arealene aktivt i forbindelse med rensing av vegvann, varierer fra sted til sted. Det er behov for å skape en grunnleggende kunnskap om denne mulige utnyttelsen, ikke minst mangler overordnede retningslinjer i forbindelse med vegplanleggingen om hvordan slike arealer utformes som ”renseanlegg” og hvordan disse kan inngå som naturlige og estetiske verdifulle omgivelser i forbindelse med veganlegg.

### ***Renseanlegg som biotoper***

En rekke undersøkelser viser at enkel rensing av vegvann resulterer i rens vann som fortsatt er potensielt toksisk. Motsetningsvis viser undersøkelser også at anlegg som mottar avstrømmet regnvann, kan bidra positivt til å skape biotoper for vannlevende dyr, eksempelvis fisk, muslinger og frø samt invertebrater, som i form av føde er forutsetningen for høyere dyrs overlevelse. Sammen med den flora som naturlig utvikles, kan slike anlegg videre bidra positivt til nedbørfeltets rekreative verdier. Selv om det som utgangspunkt tyder på at slike renseanlegg ikke utgjør en miljørisiko for flora og fauna, er det god grunn til å skaffe seg mer presis kunnskap om dette forholdet. Ikke minst under de klimatiske forhold som hersker i Norge, er det behov for å få en eventuell miljørisiko avklart.

***Rensing av vaskevann fra tunneler***

Selv om litteraturen rettet mot rensing av vaskevann fra tunneler generelt er sparsom, foreligger det likevel i den allmene del av litteraturen beskrevet metoder som er brukbare til dette formål. Det er primært enkle metoder for resning basert på sedimentasjon av de partikulære stofffraksjoner som er blitt prøvd. Det mangler imidlertid metoder for videregående rensing av vaskevannet som er blitt etterprøvet i full skala. Slike metoder vil være særlig nødvendige i tilfeller hvor utslipp av det rensede vannet skjer til sårbare resipienter.

## 5 Referanser

### Deltema: Utslipp fra anleggsdrift

Alabaster, J.S. & Lloyd, R., 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London.

Hindar, A., 2011. Highway E18 Grinstad - Kristiansand; effects and quantification of acid runoff from deposits of sulphide-bearing rock. NIVA-rapport nr 5947-2010.

Jernbaneverket/Vidar Tveiten, 2010. Nytt dobbeltspor Skøyen - Asker. Miljøutfordringer ved utbygging.

Norsk forening for fjellsprenningsteknikk, 2009: Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09.

Odd Johansen/Jernbaneverket, pers. medd. ( 2011): Tunneldrift jernbane parsell Barkåker - Tønsberg. Resirkulering av driftsvann.

Schreck, M., 2011: Systembeskrivelse sulfittdeponi Glamsland, Lillesand kommune.

Statens vegvesen/Roseth, Roger, 2005. Regulering av pH i tunnelvann på E18 i Vestfold.

Statens vegvesen, 2003: Avrenning fra veg og tunnel. Rapportkatalog.

Statens vegvesen, 2005: Rapportkatalog: Avrenning fra sprengningsarbeider. UTB 2005/06.

Databaser:

- Database; web of knowledge, <http://apps.webofknowledge.com>
- Svenske Trafikverket, litteraturlitbase
- Svensk kunnskapsbase for overvann: [www.dagvattenguiden.se](http://www.dagvattenguiden.se)
- Database ved norske institutter; NIVA og Bioforsk

**Deltema: Vegdrenering og avrenning**

Statens geotekniska institut (SGI), 2001: Multifunktionella diken. En beskrivning av vägdikets olika funktioner. SGI Varia 505.

Vägverket, 2003: Vägdikens funktion och utformning. En beskrivning av multifunktionella diken. Publikation 2003:103.

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

Statens vegvesen, 2006: Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Veileder Håndbok 261, utkast.

Åstebøl, S.O., 2006: Forurensning - utslipp til fjorden fra dagens og fremtidig veisystem. E18 Bjørvikaprojektet mellom Festningstunnelen og Ekeberg tunnelen i Oslo.

Åstebøl, S.O. og Sundberg, J., 2010: Undersøkelse av infiltrasjon og forurensning i vegggrøft. Rapport til Statens vegvesen Region øst.

Åstebøl, S.O., Simonsen, Ø. og Nordahl, H., 2008: E6 prosjektet Gardermoen - Biri. Infiltrasjon av overvann i grøft. Rapport til Statens vegvesen Region øst.

**Deltema: Miljøgifter**

Alm, H., Banach, A. og Larm, T. (2010). Förekomst och rening av prioriterede ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. Rapport nr. 2010-06. Svenskt Vatten Utveckling, Svenskt Vatten AB. 69 pp.

Amundsen, C.E. og Roseth, R. (2004). Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge. Rapport Nr. UTB 2004/08. Statens vegvesen, Norge. 71 pp.

Arnbjerg-Nielsen, K., Hvitved-Jacobsen, T., Ledin, A., Auffarth, K., Mikkelsen, P.S., Baun, A. og Kjølholt, J. (2002). Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af Npo og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003. Miljøprojekt nr. 701, 2002 fra Mijøstyrelsen, Danmark. 78 pp.

Bacci, F., O'Reilly, S., Morgan, G., Heffron, J.J., O'Halloran, J. and Foley A.M. (2010). Abatement technologies for road surface run-off. Proceedings of ITRN2010, Dublin, Ireland. 8 pp.

Baun, A., Christensen, A.M. and Nakajima, F. (2003). Proceeding of the Diffuse Pollution Conference, Dublin 2003. pp 4-1 - 4-5.

Bentzen, T.R. (2008). Accumulation of pollutants in highway detention ponds. PhD Thesis, Aalborg University, Department of Civil Engineering, Water and Soil. ISSN 1901-7294.

Björklund, K., Malmqvist, P.-E. og Strömvall, A.-M. (2007). Källor till och flöden av ftalater och nonylfenoler i Stockholms dagvatten. Rapport udarbejdet af Chalmers tekniska högskola, Göteborg for Stockholms Stad.  
[www.stockholm.se/nyagifter](http://www.stockholm.se/nyagifter).

Bækken, T. og Rygg, B. (2009). Rv. 300 Ringveg Nord Tønsberg - avrenning fra veg og tunnel i anleggsfasen. Overvåkning av vannkvalitet og biologi i Vellebekken og Presterødkilen 2004-2008. Slutrapport. rapport L.NR. 5767-2009. NIVA, Norge.

Bækken, T. og Færøvig, P.J. (2004). Effekter af vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann. Publikation nr. 106, 2004. Vegdirektoratet, Teknologiavdelingen.

Crabtree, B., Dempsey, P., Johnson, I. and Whitehead, M. (2008). The development of a risk assessment approach to manage pollution from highway runoff. Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, 2008. 10 pp.

Damsgård, M.B. (2011). Akkumulering av tungmetaller i bunnlevende invertebrater og frosk fra rensebasseng langs E6. Masteroppgave ved Institutt for plante- og miljøvitenskap på Universitetet for miljø- og biovitenskap.

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 01:2009.

Folkesson, L. (2005). Spridning och effekter av tungmetaller från vägar och vägtrafik - Litteraturoversikt. VTI rapport 512, 2005. 61 pp. + bilag ([www.vti.se/publikationer](http://www.vti.se/publikationer)) .

Grant, S.B., Rekhi, N.V., Pise, N.R., Reeves, R.L., Matsumoto, M., Wistrom, A., Moussa, L., Bay, S. and Kayhanian, M. (2003). A review of the contaminants and toxicity associated with particles in stormwater runoff. Report published by California Department of Transportation (CALTRANS). Report CTSW-RT-03-059.73.15.

Grapentine, L., Rochfort, Q. and Marsalek, J. (2007). Assessing urban stormwater toxicity: methodology evolution from point observations to

longitudinal profiling. Proceeding of the 11th International Conference on Diffuse Pollution, Belo Horizonte, Brasil, 26-31 August 2007.

Hallberg, M. (2006). Suspended solids and metals in highway runoff - implications for treatment systems. PhD Thesis. TRITA-LWR LIC Thesis 2035. KTH, Stockholm, Sverige. ISBN 91-7178-307-5.

Herrera (2007). Untreated Highway Runoff in Western Washington. White Paper prepared by Herrera Environmental Consultants, Inc. for Washington State Department of Transportation. 16 May, 2007. 41 pp.

Hjortenkrans, D.S.T., Bergbäck, B.G. and Häggerud, A.V. (2007). Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. Environmental Science and Technology, 41 (15), 2007, pp. 5224-5230.

IDA (2006). Miljø og regnvandssystemer - erfaringer og anbefalinger. rapport. Spildevandskomitéen under Ingeniørforeningen i Danmark (IDA). 30 pp.

Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F., Mogensen, A.S. og Havelund, S. (2002). Grundstofferne i 2. geled - et miljøproblem nu eller fremover? Miljøprojekt nr. 700, 2002 fra Miljøstyrelsen, Danmark. 101 pp.

Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F., Baun, A. og Arnbjerg-Nielsen, K. (2001). Biologiske effekter af toksiske stoffer i regnbetingede udløb. Miljøprojekt nr. 610, 2001 fra Miljøstyrelsen, Danmark. 54 pp.

Kjølholt, J., Poll, C. and Jensen, F.K. (1997). Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 255, 1997, fra Miljøstyrelsen, Danmark. 97 pp.

Klint, M. (2001). Vægmaterialets bidrag till dagvattenföroreningarna inom Stockholms stad. Examensarbete vid Institutionen för Geologi och Geokemi, Stockholms Universitet, Sverige. rapport nr. 25-2001. 63 pp. + bilag.

Kruuse-Meyer, R. (2006). Avrenning fra tunnel. Analyser av vann- og slamprøver under drivefasen til tunnelanlegg med sprengningsarbeid. Masteropgave ved NTNU, Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi, Geofag og petroleumsteknologi.

Kumar, A., Woods, M., El-Merhibi, A., Bellifemine, D., Hobbs, D. and Doan, H. (2002). The toxicity of arterial road runoff in metropolitan Adelaide - Stage 2. Final Report to Transport SA, June 2002. 92 pp.

Le Viol, I., Mocq, J., Juillard, R. and Kerbiriou, C. (2009). the contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. Biological Conservation 142 (2009), 3163-3171.

Li, Y., Lau S.-L., Kayhanian, M. and Stenstrom, M. (2006). Dynamic Characteristics of Particle Size Distribution in Highway Runoff: Implications



for Settling Tank Design. Journal of Environmental Engineering 132 (8), p. 852-861.

Lindgren, Å. and Svensson, T. (2004). Vägdragvatten - Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärder. Publikation 2004 : 195 fra Vägverket, Vätekniksektionen, Borlänge, Sverige.

Madsen, K.B. og Nielsen, U. (2008a). Overfladeafstrømning i Gladsaxe Kommune. Udført af DHI for Gladsaxe Kommune, Miljøafdelingen, Danmark. rapport, juni 2008.

Madsen, K.B. og Nielsen, U. (2008b). Undersøgelse af regnvandsudløb i Hvidovre Kommune. Udført af DHI for Hvidovre Kommune, Miljø- og Forsyningsafdelingen, Danmark. Rapport, oktober 2008.

Meland, S. og Roseth, R. (2011). Organophosphorus compounds in road runoff. (accepted for publication).

Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L.S., Rosseland, B.O., Lindholm, O. and Salbu, B. (2010a). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. Science of the Total Environment 408 (2010) 4107-4117.

Meland, S., Heier, L.S., Salbu, B., Tollefsen, K.E., Farmen, E. and Rosseland, B.O. (2010b). Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff - Chemical characterisation and biological impact. Science of the Total Environment 408 (2010) 2646-2656.

Miljøstyrelsen (2006). Målinger af forureningsindhold i regnbetingede udledninger. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (Danmark), nr. 10, 2006.

Osterauer, R., Fassbender, C., Braunbeck, T. and Köhler, H.-R. (2011). Genotoxicity of platinum in embryos of zebrafish (*Danio rerio*) and ramshorn snail (*Marisa cornuarietis*). Science of the Total Environment 409 (2011) 2114-2119.

Paruch, A.M. og Roseth, R. (2008). Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part I: Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil. Journal of Environmental Sciences 20 (2008), pp. 964-969.

Roseth, R. og Meland, S. (2006). Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler. Rapport 2006. Bioforsk og Statens vegvesen.

Roseth, R. og Søvik, A.K. (2006). Nedbryting av såper til tunnelvask. Rapport nr. UTB 2006/01. Udført af Jordforsk for Utbyggingsavdelingen, Miljøseksjonen, Vegdirektoratet.

SFT/KLIF (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04.

Stenstrom, M. and Kayhanian, M. (2005). First Flush Phenomenon Characterization. Report published by California Department of Transportation (CALTRANS). Report CTSW-RT-05-73-02.6.

Stephansen, D.A., Haaning-Nielsen, A., Vollertsen, J. og Hvitved-Jacobsen, T. (2011). Dyreliv i våde regnvandsbassiner optager tungmetaller. Dansk Vand (2011, indsendt til publicering).

Storhaug, R.(1996). Miljøgifter i overvann. Rapport 96 : 18 fra Statens Forurensningstilsyn, Norge. Udført af Aquateam for SFT. 43 pp.

Stotz, G. and Holldorb, C. (2008). Highway tunnel washing and its effect on water quality. Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, 2008. 9 pp.

Vik, E.A., Sverdrup, L., Kelley, A., Storhaug, R., Beitnes, A., Boge, K. grepstad, G.K. and Tveiten, V. (2000). Experiences from environmental risk management of chemical injeksjon agents used during construction of the Romeriksporten Tunnel. Tunneling and Underground Space Technology, 15 (4), 369-378.

Waara, S. og Färm, C. (2008). An assessment of the potential toxicity of runoff from an urban roadscape during rain events. Environ. Sci. Pollut. Res. Int., 15 (3), 205-210.

Weideborg, M., Källqvist, T., Ødegård, K.E., Sverdrup, L.E. and Vik, E.A. (2001). Environmental risk assessment of acrylamide and methyloacrylamide from a injeksjon agent used in the tunnel construction of Romeriksporten, Norway. Water Research, 35 (11), 2645-2652.

Westerlund, C. (2007). Road Runoff Quality in Cold Climates. PhD Thesis. Luleå University of Technology, Department of Civil, Mining and Environmental Engineering. ISSN 1402-1544.

Wik, A., Lycken, J. og Dave, G. (2008). Sediment quality assessment of road runoff detention systems in Sweden and the potential contribution of tire wear. Water, Air and Soil Pollution, 194:301-314.

Zereini, F., Wiseman, C. og Püttmann, W. (2007). Changes in palladium, platinum, and rhodium concentrations, and their spatial distribution in soils along a major highway in Germany from 1994 to 2004. Environmental Science and Technology 41 (2), 2007, pp. 451-456.

Åstebøl, S.O. (2004). Overvåkning av rensbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004. Rapport. Udført af COWI AS for Statens Vegvesen Region Øst. 29 pp.

**Deltema: Rensing av vegvann**

Følgende referanser er utvalgte, sentrale sammenfattende beskrivelser av rensemetoder for forurensningsstoffer i overvann fra byområder og veger. Dokumentene inneholder utførlige referanser til etterfølgende relevante litteratur. Publikasjonene er angitt i rekkefølge etter årstall for publikasjonen og er kort kommentert mht. innholdet, såfremt dette ikke direkte fremgår av tittelen:

Hvitved-Jacobsen, T., J. Vollertsen and A.H. Nielsen (2010), Urban and Highway Stormwater Pollution – concepts and engineering, CRC Press, Boca Raton, USA, pp 347. (I særlig grad henvises til Kapittel 9, s. 255-303, vedrørende rensing av overvann fra byområder og veger. Referanselisten til dette avsnittet finnes på s. 301-303).

ASTRA & BAFU (2010), Strassenabwasserbehandlungsverfahren: Stand der Technik, Bundesamt für Strassen (ASTRA) und Bundesamt für Umwelt (BAFU), pp 130. (Sammenfattende beskrivelse av rensemetoder; referanseliste s. 128-129, vesentlig omfattende sveitsisk og tysk litteratur).

LIFE-treasure (2009), Funktion, dimensionering og drift af våde bassiner for videregående rensning af afstrømmet regnvand i byer, Teknisk Vejledning, pp 48. (Referanseliste s. 45-48).

Statens vegvesen (2006), Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging, veileder, Håndbok 261, pp 52. (Referanseliste s. 44-47).

Vägverket (2006), Dagvattendammar – om provtagning, avskiljning och dammhydraulik, Vägverket publikation 2006:115, pp 51. (Referanseliste s. 42-47).

Statsbygg (2004), Åpne overvannsløsninger, erfaringer og anbefalinger; rapport vedr. FoU-prosjekt, Statsbygg, pp 40. (Referanseliste s. 36).

Statens vegvesen (1998), Rensing av overvann fra veg, rapport 98/07, Statens vegvesen, Miljø- og samfunnsavdelingen, pp 86. (Oversikt over rensemetoder, dimensjonering og anleggstekniske prinsipper; referanseliste s. 81-85).

FHWA (1996), Evaluation and Management of Highway Runoff Water Quality, US Department of Transportation, Federal Highway Administration, Publication No. FHWA-PD-96-032, pp 457. (En meget omfattende beskrivelse av rensesprosesser og teknologier; referanseliste s. 445-457).

-----

Følgende referanser er hovedsakelig av nyere dato og ikke medtatt i ovennevnte referanseliste. En vesentlig del av referansene relaterer seg til vegvannets toksiske effekter og renseanleggene som biotoper:

Karlsson, K., M. Wiklander, M. Scholes and M. Revitt (2010), Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sediment tanks, *J. Hazardous Materials*, 178, 612-618.

Marsalek, J., W.E. Watt and B.C. Andersen (2006), Trace metal levels in sediments deposited in urban stormwater management facilities, *Water Science & Technology*, 50(2), 175-183.

Stephansen, D.A., A.H. Nielsen, T. Hvitved-Jacobsen and J. Vollertsen (in press), Bioaccumulation of heavy metals in fauna from wet detention ponds for stormwater runoff, In press for *Highway and Urban Environment*, Book Series: Alliance for Global Sustainability Series.

Viol, I. le, J. Mock, R. Julliard and C. Kerbiriou (2009), The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates, *Biological Conservation*, 142(12), 3163-3171.

Vollertsen, J., K.H. Lange, J. Pedersen, P. Hallager, A. Bruus, A. Laustsen, V.W. Bundesen, H. Brix, A.H. Nielsen, N.H. Nielsen, T. Wium-Andersen and T. Hvitved-Jacobsen (2009), Monitoring the startup of a wet detention pond equipped with sand filters and sorpsjon filters, *Water Science & Technology*, 60, 1071-1079.

Wik, A., J. Lycken and G. Dave (2008), Sediment quality assessment of road runoff detention systems in Sweden and the potential contribution of tire wear, *Water, Air and Soil Pollution*, 194(1-4), 301-331.

Wium-Andersen, T., A.H. Nielsen, T. Hvitved-Jacobsen and J. Vollertsen (2010), Reduction of stormwater runoff toxicity by wet detention ponds, *Highway and Urban Environment*, Book Series: Alliance for Global Sustainability Series, vol. 17, 169-176.

Wium-Andersen, T., A.H. Nielsen, T. Hvitved-Jacobsen and J. Vollertsen (2011), Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds, *Water Science & Technology*, 64(2), 503-511.

-----

Følgende referanser omhandler primært vaskevann fra vegtunneler. En del av referansene har i tillegg relasjon til rensing:

Jordforsk (2002), Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning, *Jordforsk Rapport nr. 13/02*, pp 53.

Kruuse-Meyer, R. (2006), Avrenning fra tunnel – analyser av vann- og slamprøver under drivefasen til tunnelanlegg med sprengningsarbeid,

Masteroppgaven 2006, NTNU (Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet), pp 115.

Meland, S. (2010), Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff. PhD thesis 2010:25, Norwegian University of Life Science, pp 86. (avhandlingen inneholder ytterligere tre artikler).

Paruch, A.M. and R. Roseth (2008), Treatment of tunnel wash waters – experiments with organic sorbent materials, part I: Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and polar oil, J. Environmental Sciences, 20(8), 964-969.

Paruch, A.M. and R. Roseth (2008), Treatment of tunnel wash waters – experiments with organic sorbent materials, part II: Removal of toxic metals, J. Environmental Sciences, 20(9), 1042-1046.

Statens vegvesen (2006), Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler, Rapport fra Bioforsk og Statens vegvesen, pp 11.

Statens vegvesen (2006), Nedbryting av såper til tunnelvask, Rapport UTB 2006/01, pp 36.

Åstebøl, S.O., Hvitved-Jacobsen, T., Simonsen, Ø. og Østeraas, T. (2007): Rensing av overvann i byområder - kompakte renseløsninger. Statens vegvesen Vegdirektoratet, rapport UTB2007/2.

-----

I tillegg til ovennevnte referanser kan det hentes informasjon fra en rekke nettsider. Her fremheves følgende:

[www.bmpdatabase.org](http://www.bmpdatabase.org) (Denne nettsiden er særlig fremhevet pga. meget omfattende informasjon, herunder datamateriale, vedrørende rensing av regnvann).

Videre henvises det blandt mange muligheter, til følgende nettsider:

- 1) [www.dagvattenguiden.se](http://www.dagvattenguiden.se) (eksempelvis informasjon og resultater vedrørende svenske prosjekter).
- 2) <http://cfpub.epa.gov/npdes/stormwater/menuofbmps/> (Generell informasjon fra USEPA ("den amerikanske miljødirektoratet") om miljøbelastning og –beskyttelse i forbindelse med overvannsavrenning, herunder forslag til resipientbeskyttelse ved anleggssarbeider).
- 3) [www.ascelibrary.org](http://www.ascelibrary.org) (Hjemmeside for American Society of Civil Engineers med mulighet for emnemessig tilgang til en rekke artikler vedrørende rensing av vegvann).

## VEDLEGG

### Forslag til FoU-aktiviteter

#### 1. Utslipp anleggsdrift

##### 1.1 FoU-aktiviteter

Kunnskapen om utslipp fra anleggsdrift foreslås forbedret på følgende temaer:

- Kontrollerte effektstudier av tunnelvann for vannlevende organismer (tålegrensestudier)
- Optimalisere utforming og drift av renseløsninger for tunnelavløp med særlig vekt på partikler og pH.
- Utføre etterundersøkelser av biologisk status i et utvalgte vassdrag som er tilført anleggsvann
- Demonstrasjonsprosjekter på utforming av erosjonsdempende tiltak i anleggsfasen i sårbare områder.

##### 1.2 Nytteverdi

De nevnte aktivitetene vil gi nytteverdi i form av:

- Bedre beslutningsgrunnlag for vurdering av konsekvenser av anleggsutslipp
- Et bedre grunnlag for fastsettelse av type og omfang av rensing i forhold til miljøvirkninger og kostnader
- Veiledninger for utforming av renselanlegg med mer stabil rensesfunksjon
- Veiledninger for utforming og integrering av erosjonsdempende tiltak under anleggsdrift

##### 1.3 Tidsplan

Prosjektene for effektstudier og utvikling av renseteknologi bør pågå over en 2-3 års periode.

Prosjekt for utprøving av erosjonsdempende tiltak vil pågå samtidig med anleggsdriften for aktuelt vegprosjekt. dvs. ca 2-3 år.

### 1.3 Ressursbehov

Kunnskapsbehovet for utslipp fra anleggsdrift må dekkes gjennom 2 typer prosjekter. Det ene er en biologisk studie av tålegrenser og det andre er et teknologiprojekt på renseløsning. Prosjektene er i seg selv ressurskrevende. Det må gjøres en nærmere identifisering av delprosjekter som kan gi en god kunnskapsoppbygging over tid. Første innsats bør pågå i en 2-års periode.

Det bør være realistisk å få til en felles finansiering av prosjektene fra de etater som er tungt inne på anleggsdrift i Norge; Statens vegvesen, Jernbaneverket og entreprenørbransjen.

Utpøving og demonstrasjon av erosjonsdempende tiltak bør integreres i pågående vegutbyggingsprosjekter. Man oppnår dermed en fullskala utpøving av løsninger som er egnet for demonstrasjon i formidlingssammenheng. Prosjektet bør starte med en erfaringsstudie til pågående veganlegg. Kostnadene for byggingen av tiltak bør i stor grad kunne dekkes gjennom vegprosjektet. Kostnader for FoU-prosjektet vil knytte seg til den faglige planleggingen av type tiltak og oppfølgingen av tiltakenes funksjon.

## 2. Vegdrenering og -avrenning

### 2.1 FoU-aktiviteter

Følgende temaer foreslås undersøkt ytterligere for å bedre kunnskapen om avrenning og forurensningstransport fra veg:

- Utvikling av løsninger i vegens nærområde for økt tilbakeholdelse av forurensninger som integrert del av vegkonstruksjonen/-området (kfr. prosjektforslag under tema rensing)
- Utvikling og demonstrasjon av effektive løsninger for avskjæring og håndtering av terrengvann
- Dokumentere det kvalitative og kvantitative utslippet av forurensninger til jord og vann (kfr. tema miljøgifter)

### 2.2 Nytteverdi

De nevnte aktivitetene vil gi nytteverdi i form av:

- Oppnå kostnadmessig rimeligere og teknisk enklere tiltaksløsninger for tilbakeholdelse av forurensninger
- Praktisk utpøving av løsninger som kan formidles via håndbøker, demonstrasjoner etc.

- Utvikle og formidle gode alternative løsninger som bidrar til å redusere utslipp av forurensninger og øvrige ulemper med tilførsel av terrengvann til veganlegget.

## 2.3 Tidsplan

Prosjektet vil ta 2-3 år med planlegging og bygging av tiltakene. Tiltakenes funksjon bør følges opp i 2 år etter ferdigstillelse for å få erfaring med ulike klimatiske forhold (vinter- og flomavrenning).

## 2.4 Ressursbehov

Utvikling av løsninger for terrengvann og revegetering kan med fordel integreres i pågående utbyggingsprosjekter. På den måten kan man få en rask utprøving av løsninger i full skala, samt at det er hensiktsmessig å benytte nye veganlegg som demonstrasjonsobjekter for kunnskaps- og erfaringsformidling i etaten. Planleggingen av tiltak må inngå i den øvrige prosjektplanleggingen og integreres som en del av vegprosjektet. I prosjektet bør det også inngå en erfaringsstudie av eksisterende veganlegg med spesielle problemer eller der tiltak er forsøkt gjennomført tidligere.

Kostnadene for byggingen av tiltak bør i stor grad kunne dekkes gjennom vegprosjektet. Kostnader for FoU-prosjektet vil knytte seg til den faglige planleggingen av type tiltak og oppfølgingen av tiltakenes funksjon.

## 3. Miljøgifter

### 3.1 FoU- aktiviteter

I relasjon til miljøgifter og vannrammedirektivets intensjoner og bestemmelser, nevnes noen hovedspørsmål og problemstillinger som kan utpeke overordnede rammer for fremtidige FoU-aktiviteter på området:

- **Gir miljøgifter i vegvann og tunnelvaskevann anledning til observerbare biologiske forandringer eller skader i naturen (primært resipientene) ?**

Aktiviteter knyttet til dette spørsmålet skal forsøke å avdekke i hvilket omfang utslipp av vegvann (inkl. tunnelvaskevann) gir effekter som kan virke negativt inn på vannrammedirektivets overordnede målsetting om å oppnå god økologisk tilstand i vannområdene.

- **Hvilke deler (fraksjoner) av vegvannet og/eller spesifikke innholdsstoffer bidrar mest til den observerte toksisitet av vegvann ?**

Dette innebærer at en rekke delspørsmål må avklares:



- Hvor giftig er vegvann (også i forhold til andre utslippskilder til resipientene) ?

- Hva henger giftigheten sammen med ? (hvilke stoffer/fraksjoner, herunder oppdeling i oppløst, kolloid og partikelbundet fraksjon, utvikling av TIE-metodikk i relevant omfang)

- Hvilke tester (organismer, endpoints, varighet) er mest egnet til å fastlegge giftigheten av hhv. vegvann og sediment ?

• **Fra hvilke kilder stammer disse forurensningene/miljøgiftene ?**

Det finnes allerede en del internasjonal kunnskap om kilder til forurensning av vegvann og hvilke typer miljøgifter (inkl. vegsalt) hver av dem bidrar med, men en rekke spørsmål kan trenge ytterligere belysning:

- Viktigheten av de enkelte kildetyper på stoffnivå

- Er kunnskapsgrunnlaget oppdatert, deriblant "nye" stoffer som ikke er belyst i forbindelse med vegvann (for eksempel stoffer som har substituert tidligere problemstoffer ved fremstilling av biler, brennstoffer, smøremidler, vegdekker, malinger etc.)

- Vet vi nok om utlekkingen fra relevante produkter og materialer til omgivelsene

- Eventuelle spesielle forhold i Norge (natur-, klima-, kultur/samfunn- eller trafikkmessig bestemte) som gir anledning til modifisering av den generelle kunnskapen.

• **Er det andre faktorer som har vesentlig innflytelse på problemets omfang og karakter ? Hvilke ?**

Det er stor variasjon mellom målinger av vegvanns sammensetning og konsentrasjonsnivåer, selv på samme lokalitet. Dette peker på at det er andre faktorer enn trafikken som konkret virker inn på avrenningen. Selv om det finnes en del litteratur som behandler emnet, er det fortsatt behov for ytterligere avklaring av hvilke faktorer som betyr mest. Herunder ikke minst i hvilket omfang og under hvilke forutsetning man kan benytte en antagelse om "first flush" som basis for beslutning om tiltak og designgrunnlag for den tekniske renseløsningen.

• **Utvikling av indikatorer for belastninger og effekter samt operasjonelle kriterier som grunnlag for beslutninger om iverksettelse av tiltak.**

Utvikling av indikatorer og beslutningsstøtteverktøy må baseres på følgende delaktiviteter:

- Forbedring av modeller for avrenning og spredning av miljøgifter til vegvann og i overvannssystemer
- Undersøkelse av mulighetene for forenkling av overvåkning, hva kreves for at det kan benyttes indikatorstoffer/-parametre i stedet for fullt undersøkelsesprogram?
- Kan det bringes til veie så gode korrelasjoner mellom toksisitet og innholdet av bestemte stoffer/parametre, at disse kan brukes som indikatorer for risiko for biologisk effekt?

### 3.2 Nytteverdi

FoU-aktiviteten vil kunne bidra til:

- Mer eksakt kunnskap om skadevirkningene ved utslipp av vegvann
- Hvilke stoffer og tilhørende kilder som har størst toksisk effekt og derav hvilke avbøtende tiltak som vil gi størst positiv virkning
- Utvikle et bedre beslutningsgrunnlag for iverksettelse av tiltak

### 3.3 Tidsplan

Foreslåtte aktiviteter vil trenge en periode på ca 3 år inkludert feltaktiviteter.

### 3.4 Ressursbehov

Ressursbehovet for gjennomføring av de nevnte FoU-aktiviteter er svært varierende og avhengig av avgrensningen av det enkelte forslag. Aktivitetene vil omfatte både litteraturstudier, feltmålinger og laboratorietester.

## 4. Rensing

### 4.1 FoU- aktiviteter

I det etterfølgende er det beskrevet i alt tre forslag til temaer for prosjekter som alle vurderes å gi Statens vegvesen kunnskap om rensing og håndtering av vegvann, og som vil kunne bidra til å oppfylle ønsket om å etablere og drive vegnett på en miljøforsvarlig måte. Temaene er dermed i overensstemmelse med de mål som er angitt kap. 3 og 4. Prosjekttemaene er oppført i prioritert rekkefølge.

- **Teknologi for videregående rensing av vegvann**

Formålet med prosjektet er å utprøve og demonstrere funksjonen teknologier for videregående rensing av vegvann, dvs. et anlegg som ikke

bare fjerner partikulært stoff, men også vesentlige mengder av oppløste og kolloide miljøfremmede toksiske stoffer. Som konkret teknologi anbefales et vått regnvannsbasseng, hvor det ved utløpet etableres en kombinasjon av et mekanisk filter og et aktivt filter for fysisk-kjemisk sorpsjon av oppløste og kolloide stoffer. Det bør være fokus på det etablerte anleggets funksjon i form av oppnådd rensegrad samt driftsforhold.

- **Rensing i grøftesystemer og anlegg med bioretensjon**

Langs veger ligger det grøftesystemer og smale arealer som normalt er gressklede. Slike arealer er ofte oversett mht. deres potensielle positive bidrag til reduksjon av såvel avrenningen fra vegen som mulig stoffreduksjon. Det er behov for undersøkelser som fokuserer på slike arealers utforming og utnyttelse med hensyn til reduksjon av miljøbelastningen, samt hvorledes disse arealene fungerer som rensetrinn i kombinasjon med eventuelle nedstrøms beliggende renseanlegg for vegvannet. Metoder til vurdering av hvordan grøftesystemer, som ”filter strips”, ”vegetated buffer strips” og ”rain gardens” kan inngå som elementer for å redusere vann- og stoffbelastningen, vurderes som sentrale i forbindelse med planlegging av vegprosjekter.

Prosjektet foreslås å omfatte to delprosjekter: en undersøkelse av vann- og stoffbalansen i et grøftesystem, samt tilsvarende forhold for et nybygget bioretensjon-system.

- **Naturbaserte renseanlegg som biotoper og toksisitet forbundet med dette**

Det er sentralt at naturbaserte renseanlegg ikke bare fjerner potensielt miljøbelastende stoffer, men også reduserer toksisiteten av stoffutslippet. Tilsvarende er det behov for undersøkelse av om anleggene som biotop er gunstige eller problematiske. Det er behov for å klarlegge disse forholdene ved undersøkelser som kan avdekke toksisitetsforholdene, men også avklarer hvordan disse kunstige biotopene spiller sammen med omgivelsene. Selv om de naturbaserte anleggene invaderes av dyr og planter, og dermed kommer til å fungere som biotoper, er det viktig å fastholde at de er etablerte renseanlegg for vegvann og som nødvendigvis må drives og vedlikeholdes i forhold til å opprettholde denne funksjonen.

Prosjektet angår bestemmelse av biotopstruktur og toksisitet i eksisterende våte regnvannsbassenger, samt ”uforurensede” vannforekomster. Prosjektet har fokus på dyrearter, akkumulering av miljøfremmede stoffer i disse, samt tilstand i vannfase og sediment bestemt ved toksisitetstester.

## 4.2 Nytteverdi

Prosjektene nytteverdi relaterer seg til de områdene hvor det er behov for å etablere et forsterket kunnskapsnivå og erfaring om rensing av vegvann. Nytteverdien av prosjektene knytter seg derfor nært til at de 7 målsetninger som er angitt under kap. 4.4.1 kan oppfylles.

## 4.3 Tidsplan

For samtlige tre prosjekter foreslås en tidsramme på 2-3 år som måleperiode, dvs. utover tidsforbruket til etablering og innkjøring. Det er sentralt at prosjektene gir Statens vegvesen mulighet for en sikker bestemmelse av anleggenes funksjon over året, eksempelvis funksjon og drift i vinterperioden og i forbindelse med økt avrenning (flom). Graden av systemenes robusthet blir dermed bestemt under virkelige forhold.

## 4.4 Ressursbehov

### Teknologi for videregående rensing av vegvann

Demonstrasjonen av denne teknologien foreslås ved utbygging av et ”tradisjonelt” dimensjonert vått regnvannsbasseng. Teknologien kan utprøves i et nyetablert basseng, eller ved videre utvikling av allerede etablert anlegg som anses for hensiktsmessig dimensjonert og plassert. Måleprogrammet krever regelmessig prøvetaking, løpende kontroll og vedlikehold av måleutstyret.

### Rensing i grøftesystemer og anlegg med bioretensjon

I dette prosjektet inngår også kontinuerlige målinger og prøvetakinger.

### Naturbaserte renseanlegg som biotoper og toksisitet forbundet med dette

Hovedaktiviteten i prosjektet vil være innsamling av prøver fra de forskjellige lokaliteter, samt vurdering og registrering av biotopen etterfulgt av en rekke biologiske og kjemiske analyser av de innsamlede prøver, bestemmelser av toksisitet samt avsluttende databehandling.



Statens vegvesen

Statens vegvesen Vegdirektoratet  
Publikasjonsekspedisjonen  
Boks 8142 Dep.  
N-0033 Oslo  
Tlf. (+47 915)02030  
E-post: [publvd@vegvesen.no](mailto:publvd@vegvesen.no)

ISSN: 1892-3844