

Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann

Av Sondre Meland, Sissel Brit Ranneklev og Turid Hertel-Aas

Sondre Meland (PhD) er ferskvannsbiolog/økotoksikolog og sjefingeniør på Miljøseksjonen i Statens vegvesen Vegdirektoratet, og førsteamanuensis ved Institutt for miljøvitenskap ved NMBU. Sissel Brit Ranneklev (PhD) er miljøkjemiker og seniorforsker ved NIVA. Turid Hertel-Aas (PhD) er økotoksikolog og sjefingeniør på Miljøseksjonen i Statens vegvesen Vegdirektoratet. Dette arbeidet har vært en del av Statens vegvesens forskningsprogram Nordic Road Water (NORWAT).

Summary

English title: Suggested new guidelines for treatment of road runoff and tunnel wash water

The R&D program Nordic Road Water (NORWAT) aims to establish a decision-making tool for *when* to treat road runoff and tunnel wash water. Road and tunnel wash water runoff contain a plethora of pollutants being potentially detrimental for aquatic organisms. Hence, treatment measures are often necessary to protect waterbodies adjacent roads. NORWAT suggests that tunnel wash water, which is highly polluted and normally contains detergents, must be treated before discharged to a receiving waterbody. Regards to road runoffs, NORWAT suggests a method that combines factors determining the vulnerability of a waterbody from road pollution together with a grouping of traffic density. The present paper presents the basis of the grouping of traffic density regards to present knowledge about concentrations of trace metals in road runoff, potentially biological effects and Environmental Quality Standards for road related trace metals among the priority substances and river basin specific pollutants in the Water Framework Directive.

Sammendrag

FoU-programmet Nordic Road Water (NORWAT) har til hensikt å etablere en metodikk for *når* overflateavrenning fra veier og vaskevann fra tunnelrenhold skal renses. Veiavrenning og tunnelvaskevann inneholder en rekke stoffer som potensielt er skadelige for vannlevende organismer, og det er derfor ofte nødvendig å etablere rensertiltak for å beskytte veinære vannforekomster. NORWAT foreslår at tunnelvaskevann, som er svært forurenset og vanligvis inneholder såpe, skal renses før utslipp til vannforekomst. For overflateavrenning fra veier foreslår NORWAT en metodikk som kombinerer kriterier for en vannforekomsts sårbarhet for veiforurensning sammen med en grovinndeling av trafikkmengde. Denne artikkelen presenterer grunnlaget for inndeling av trafikkmengde med hensyn på eksisterende kunnskap om metallkonsentrasjoner i veiavrenning, potensielle biologiske effekter og grenseverdier for de veirelaterte metallene blant vannforskriftens prioriterte miljøgifter og vannregionspesifikke stoffer.

Bakgrunn

Forurenset avrenning fra vei inkludert tunnelvaskevann inneholder en rekke ulike stoffer og stoffgrupper samt en betydelig mengde partikler (Hallberg et al., 2014; Meland, 2010; Roseth and Meland, 2006). Tunnelvaskevann inneholder som regel også såpe. De vanligste målte stoffgruppene er metaller (f.eks. bly (Pb), kobber (Cu), nikkel (Ni) og sink (Zn)), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH'er), næringssalter som fosfor og nitrogen og veisalt, hovedsakelig i form av natriumklorid. I tillegg til PAH er det også påvist en del andre stoffer som kan karakteriseres som miljøgifter, dvs. stoffer som er giftige, bioakkumulerende og lite nedbrytbare (persistente): organofosfater, oktylfenoler og ftalater for å nevne noen (Grung et al., 2016a; Meland, 2010; Meland, 2012a; Åstebøl et al., 2011). Det at stoffene opptrer i blanding, samtidig som flere av stoffene kan forekomme i konsentrasjoner som anses å være giftige for vannlevende organismer, gjør at det ofte vil være nødvendig med tiltak for å beskytte veinære vannforekomster.

En av hovedmålsettingene med Statens vegvesens (SVV) FoU-program Nordic Road Water (NORWAT) er å etablere en metodikk for å bestemme *når* overflateavrenning fra vei og tunnelvaskevann skal renses før utslipp til vannforekomster (Vikan et al., 2012). For overvann fra vei foreslår NORWAT en grovinndeling basert på trafikkmengde i kombinasjon med vannforekomstens sårbarhet basert på kriterier hovedsakelig fra vannforskriften og naturmangfoldloven. For tunnelvaskevann foreslår vi at rensing skal være obligatorisk før utslipp til vannforekomst, uavhengig av trafikkmengde.

Bruk av veisalt inngår ikke som en del av grunnlaget for beslutning om rensing eller ikke. Dette fordi veisalt, i motsetning til stoffer nevnt over, ikke renses ved bruk av tradisjonelle renseløsninger. Saltpraksisen til Statens vegvesen er heller ikke direkte korrelert med trafikkmengde. Statens vegvesen har imidlertid etablert en GIS-basert kartløsning for å predikere vannforekomster som er sårbare for saltpåvirkning (Kronvall, 2013). Risikoen for negative effekter som skyldes akutte flomepisoder eller ulykker

med f.eks. tankbilvelt, inngår heller ikke i metodikken for rensing eller ikke, men vurderes selvstendig i det enkelte utbyggingsprosjekt.

Denne artikkelen presenterer grunnlaget for inndeling av klasser basert på trafikkmengde, mens metodikken for å fastsette vannforekomstens sårbarhet for veiforurensing er publisert i egen rapport (Rannekleiv et al., 2016).

Norsk og internasjonal praksis for når rensetiltak etableres

I SVVs gamle *Håndbok 017 Veg og gateutforming* (Statens vegvesen, 2008) var rensetiltak hovedsakelig begrunnet ut fra trafikkmengde, målt som årsdøgntrafikk (ÅDT = gjennomsnittlig antall kjøretøy per døgn (kpd)), med gradvis strengere ordlyd med økende ÅDT og med henvisning til vannforekomstens (resipientens) sårbarhet, tabell 1. ÅDT-intervallene samsvarte med dimensjoneringsgrunnlaget for veier gitt i håndboka, og må ses som en praktisk tilnærming hvor økende ÅDT og kjørehastighet også er ensbetydende med bredere veier og dermed en antagelse om økt forurensningsproduksjon. Kunnskap fra rapport om utslippsfaktorer fra veg (Amundsen and Roseth, 2004) og tidligere *Håndbok 261 Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging* (Statens vegvesen, 2006; Åstebøl and Hvitved-Jacobsen, 2014) ble nok også lagt til grunn. I tillegg til ÅDT var hensynet til vannforekomstens sårbarhet et viktig kriterium, tabell 1, imidlertid var det ingen nærmere beskrivelse av hva som skulle ligge til grunn for å klassifisere en vannforekomst som sårbar i håndboka. ÅDT-intervallene ble fjernet fra håndboka ved revidering i 2013 (Statens vegvesen, 2013a) da anbefalingene bare var veilevende og ikke absolutte «skal-krav». Henvisning til krav om rensetiltak er i dag beskrevet som generell tekst uten spesifikk henvisning til ÅDT i *Håndbok N200 Vegbygging* (Statens vegvesen, 2013b):

«Forurensningen er vesentlig bundet til partikler. Forholdene i resipienten og trafikkmengden vil være viktige kriterier som utløser behov for rensing av overvann, og valg av løsninger. Vannbeskyttelsestiltak iverksettes der avrenning fra veganlegget kommer i konflikt eller kan komme i konflikt med

nasjonale lover og forskrifter, internasjonale konvensjoner, verneområder, områder med spesiell betydning mht. bruk av vannressurser kommersielt, potensielle drikkevannskilder eller områder med stor lokal betydning for dyrelivet. Vannbeskyttelse skal skje i forståelse med lokale eller regionale forurensningsmyndigheter.»

Med bakgrunn i tidligere *Håndbok 017 og N200* er det blitt en generell praksis å etablere rensetiltak for overvann når ÅDT er rundt 8 – 10 000 kpd. I motsetning til overvann fra vei har det ikke vært utarbeidet noe spesifikke formuleringer eller krav om når tunnelvaskevann skal renses, men det er en henvisning til at dersom rensing (oppsamling av vann) ikke er etablert, skal vaskehypptigheten økes for å redusere forurensningsrisiko og at man i tillegg bør unngå vasking i sårbare perioder som f.eks. gytetid. I *Håndbøkene N500 Tunneler og R765 Avfallshåndtering* (Statens vegvesen, 2014a; Statens vegvesen, 2014b) er følgende formulert:

«Som hovedregel skal det legges opp til en vaskefrekvens som sikrer at det ikke kreves spesielle tiltak for å samle opp vaskevannet utenfor tunnelen. For tunneler med lange intervaller mellom vasking eller spesielt store trafikkmengder, skal det vurderes om vaskevannet kan bli så forurenset at det er nødvendig at utslipssystemet utenfor tunnelen utformes slik at eventuelt miljøfarlig vaskevann kan håndteres (fra N500).»

«Renholdet i tunneler uten oppsamlingssystem for vann eller vaskevann skal være så hyppig at konsentrasjonen av miljøfarlige stoffer holdes så lav at den ikke utgjør en forurensningsrisiko. Vask av tunnel uten slikt oppsamlingssystem, skal vurderes

unngått i sårbare perioder f.eks. gytning og smoltifisering og skal framgå av Ytre Miljø-planen for den aktuelle kontrakten (fra R765).»

De færreste av de over 1 000 tunnelene i Norge har rensing av vaskevannet utover det som holdes tilbake i sandfang, men i nyere tunnelprosjekter er det blitt vanligere å innføre rensetiltak sammenlignet med tidligere praksis (Meland, 2012b; Torp and Meland, 2013). I tillegg bygges det renseanlegg i flere tunneler i forbindelse med SVVs tunnelrehabiliteringsprosjekt. Det skal også legges til at Fylkesmannen kan pålegge rensetiltak. Praksisen i Østerrike og Sveits, som også er land med mange tunneler, er at urensset tunnelvaskevann ikke kan slippes ut til vannforekomst (Meland, 2016). Samme krav er av NORWAT foreslått inkludert i *Håndbok N500*, som nå er under revidering.

Som i Norge er det også i andre europeiske land etablert en praksis der ÅDT benyttes som terskelverdi for å avgjøre når man velger å etablere rensetiltak (Meland, 2016). ÅDT-terskelverdiene varierer noe mellom de ulike landene, men de fleste er i størrelsesorden 10 000 – 15 000 kpd før det etableres rensetiltak. Unntaket er England, der veimyndighetene har utviklet et Excel-verktøy (*Highway Agency Water Risk Assessment Tool, HAWRAT*) som er basert på en omfattende studie av avrenningsepisoder over en lengre tidsperiode samt økotoksikologiske grenseverdier (Crabtree et al., 2009; Highways Agency, 2009). I tillegg inngår en vurdering av kronisk toksisitet av sedimentbundne stoffer. Verktøyet baserer seg på bl.a. målinger fra i alt 340 avrenningsepisoder fra motorveier med

Trafikkmengde (ÅDT)	Tiltak
< 8 000	«Normalt ikke rensing ...»
8 000 – 12 000	«Det kan være behov for å rense ved små sårbare resipienter ...»
12 000 – 20 000	«I nedre del av ÅDT-intervallet vil det som regel være behov for å rense ved små eller sårbare resipienter. I øvre del av intervallet anbefales overvannet renset, unntatt hvis resipientene er svært robuste»
> 20 000	«Overvann må vanligvis renses. Unntak på grunn av særdeles robuste resipienter vil være sjeldne ...»

Tabell 1. Anbefalinger om rensekrav ved ulike ÅDT-intervaller i tidligere «*Håndbok 017 Veg- og gateutforming*» (Statens vegvesen, 2008). Teksten under kolonne Tiltak er noe forkortet.

ÅDT fra 10 000 til 250 000 kpd i England. I dette beslutningsverktøyet inngår flere forklaringsparametre, som f.eks. trafikk, klima og vannforekomstkarakteristikker. I USA er det utviklet et sammenliknbart verktøy kalt *The Stochastic Empirical Loading and Dilution Model (SELDM)* (Granato and Jones, 2014). Verktøyet baserer seg på en stor mengde data bestående av over 54 000 middelkonsentrasjoner (EMC = Event Mean Concentration) fra over 4 100 avrenningsepisoder fordelt på 117 steder over hele USA.

Forurensningskonsentrasjoner i veiavrenning og forklarende faktorer

Forurensningsnivåene i veiavrenning avhenger av en rekke faktorer som inkluderer stedspecifikke faktorer, som veiareal med utstyr, asfaltbelegg, sideterreng, trafikale forhold som ÅDT, fordeling av tunge og lette kjøretøy, piggedekkan-

del, kjørehastighet og kjøremønster, samt drift- og vedlikeholdsaktiviteter, som veisalting og bruk av plantevernmidler til vegetasjonskontroll (Haukeli and Foslien Løvstad, 2016; Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012; Meland, 2010). Videre vil klimatiske- og meteorologiske forhold, som f.eks. årstid, nedbør og vind, påvirke forurensningsnivåene. For eksempel vil akkumulering av stoffer i snøkanter kunne medføre høyere konsentrasjoner under snøsmelting sammenlignet med vanlige nedbørepisoder (Moghadas et al., 2015). Tilsvarende vil veisalting kunne medføre mobilisering og utlekking av f.eks. metaller fra veiens sideareal (Bäckström et al., 2004). Disse ulike faktorene fører til at det er stor variasjon i konsentrasjonene av stoffene i tid og rom. Variasjonen i konsentrasjonen for et enkelt stoff innen den enkelte avrenningsepisode og mellom ulike avrenningsepisoder ved samme veistrekning kan være i størrelsesorden 10 – 10 000 x (Granato et

		EQS			Vei: ÅDT < 5 000			Vei: ÅDT 5 000 – 15 000			Vei: ÅDT > 15 000			Motorvei: ÅDT < 30 000			Motorvei: ÅDT > 30 000			Urban motorvei: ÅDT > 30 000			
		AA	MAC	10xAA	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	
Metall	Fraksjon																						
	Tot	-	-	-	54	6	180	65	7	280	105	26	288	61	13	140	84	23	430	64	13	274	
	Løst	7,8	7,8	78	20	3,3	56	16	2,7	65	26	6,8	57	23	5,7	64	35	4	100	36	4,1	151	
Zn	Tot				212	25	940	285	23	1000	474	120	1940	306	32	1760	385	53	2210	338	21	2234	
	Løst	11	11	110	76	15	314	68	7,9	258	113	51	262	77	5	191	204	8,6	577	217	11	2118	
Ni	Tot	-	-	-	13	8,4	17	16	3,8	35	21	4,1	55	23	6	73	29	4	83	19	2	93	
	Løst	4	34	40	4,7	3,1	6,3	0,9	0,5	1,3	11	9,5	12	-	-	-	14	4	27	15	1,9	29	
Pb	Tot	-	-	-	62	2	152	32	3,7	136	79	6	380	64	2,5	230	32	4,4	90	33	1,4	220	
	Løst	1,2	14	12	-	-	-	0,9	0,13	2,8	3,9	0,5	7	1,3	0,01	3,1	13 ^a	13 ^a	13 ^a	3	0,8	7,4	
Cd	Tot	-	-	-	2,7	0,3	13	3,2	0,06	37	5,6	0,67	25	1,8	0,05	9	2,6	0,14	12	4,1	0,06	35	
	Løst	0,08	0,45	0,8	0,7	0,14	1,8	0,2	0,01	0,5	0,6	0,25	0,9	0,5	0,02	2,6	1,4	0,5	3	1,3	0,1	3,8	

^{a)} Vi vurderer konsentrasjonene oppgitt for løst bly for usikre.

Tabell 2. Konsentrasjoner av metaller i avrenning fra veityper med ulik ÅDT, målt som Event Mean Concentrations (EMC). Verdiene er utarbeidet fra et datasett bestående av 294 ulike steder fra seks ulike kontinenter. Tabellen er kopiert og modifisert etter Huber et al. (2016). Grenseverdier (EQS: årlig gjennomsnitt = AA, høyeste tillatt konsentrasjon = MAC) for prioriterte miljøgifter i vannforskriften (Ni, Pb og Cd) samt tilsvarende for de vannregionspesifikke stoffene (Cu og Zn) er vist for sammenligning. EQS gjelder den løste fraksjonen av metallene og ikke totale konsentrasjoner. I tillegg er AA x 10 (fortynning i vannforekomst) vist, som er Miljødirektoratets «tommelfingerregel» for når veiavrenning kan medføre forurensningsfare i vannforekomsten. Alle konsentrasjon er oppgitt i µg/L.

al., 2003). I tillegg vil det være variasjon i nivåer mellom ulike steder (geografisk). Denne variasjonen i konsentrasjoner, samt alle de bakenforliggende årsakene, gjør at det er en utfordring å sette klare grenser for når det er behov for å etablere tiltak i form av f.eks. rensebasseng. ÅDT alene er derfor relativt uegnet til å forklare konsentrasjonene av stoffer og partikler i veiavrenning (Crabtree et al., 2009; Kayhanian et al., 2003; Kayhanian et al., 2007) og må ses som en grov tilnærming (Kayhanian et al., 2003). Ifølge Kayhanian et al. (2003) vil de gjennomsnittlige forurensningskonsentrasjonene være to til ti ganger høyere i veier med ÅDT over 30 000 kpd sammenlignet med veier med ÅDT mindre enn 30 000 kpd. Eksempel på konsentrasjoner av for-

urensningsstoffer i veiavrenning fra steder med ulik ÅDT samt konsentrasjoner i snø fra veikanter og i tunnelvaskevann er vist i tabell 2 og tabell 3.

ÅDT og biologiske effekter

Mengden data og litteratur som omhandler målinger av avrenningens kjemiske sammensetning, inkludert konsentrasjoner og mengder er betydelig (Huber et al., 2016). Biologiske effekter i vannforekomster forårsaket av forurenset avrenning fra veier er derimot langt mindre omtalt i litteraturen. Dette til tross for at det som oftest er de vannlevende organismene og deres økosystemer man ønsker å beskytte når man innfører tiltak. En del av årsaken til dette beror nok på at det er utfordrende å måle biologiske effekter

	Fraksjon	EQS			Snø: ÅDT 1 500 – 2 250			Snø: ÅDT 14 600 – 20 000			Tunnelvask (n=42): ÅDT 1 500 – 77 000			Tunnelvask Nordbyt. (n=6): ÅDT 32 600		
		AA	MAC	10xAA	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.	Snitt	Min.	Maks.
Cu	Tot	-	-	-	132	41	305	401	106	1248	978	8	11000	584	23	1010
	Løst	7,8	7,8	78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	106	22	307
Zn	Tot				267	71	624	854	217	2404	4600	27	49000	11415	460	20500
	Løst	11	11	110	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4016	397	9200
Ni	Tot	-	-	-	70	12	177	185	20	678	292	7	4100	61	2,6	124
	Løst	4	34	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	2,4	21
Pb	Tot	-	-	-	37	8	76	154	12	567	145	2	2400	51	1,0	105
	Løst	1,2	14	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,8	2,0
Cd	Tot	-	-	-	0,4	0,1	0,8	1,5	0,2	4,6	1,7	0,2	11	1	0,06	2,7
	Løst	0,08	0,45	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,47	0,05	1,5

Tabell 3. Konsentrasjoner av metaller i snøprøvekjerner fra Trondheim (Norge) og Luleå (Sverige) med ulik alder og fra veikanter med ulik ÅDT. Tallene er bearbejdet fra Moghadas et al. (2015). Konsentrasjoner i tunnelvaskevann er hentet fra ulike tunneler i Norge med ulik trafikkmengde (basert på tre replikatprøver pr tunnelvask). Tunnelvask Nordbytunnelen er hentet fra Johansen and Thygesen (2013). Grenseverdier (EQS: årlig gjennomsnitt = AA, høyeste tillatt konsentrasjon = MAC) for prioriterte miljøgifter i vannforskriften (Ni, Pb og Cd) samt tilsvarende for de vannregionspesifikke stoffene (Cu og Zn) er vist for sammenligning. I tillegg er AA x 10 (fortynning i vannforekomst) vist, som er Miljødirektoratets «tommelfingerregel» for når veiavrenning kan medføre forurensningsfare i vannforekomsten. EQS gjelder den løste fraksjonen av metallene og ikke totale konsentrasjoner. EQS-verdiene og konsentrasjonene i snø er derfor ikke helt sammenlignbare, men en grov antagelse vil være at % løst i snøprøvekjerner vil være sammenlignbar med % løst i tunnelvaskevann da begge vil ha høyt innhold av partikler. Alle konsentrasjon er oppgitt i µg/L.

når forurensningene skjer episodisk og er av mer kronisk karakter enn akutt giftig. Det er derfor utfordrende å finne klare årsakssammenhenger mellom forurenset avrenning fra vei og effekter på biologien og økologien i vannforekomstene. De få studiene som omhandler biologiske effekter i vannforekomster som følge av veiavrenning, er ofte mangelfulle med hensyn til trafikale karakteristikk som f.eks. ÅDT, og disse er derfor av mindre nytte i denne sammenhengen. For eksempel dokumenterte Maltby et al. (1995) negative effekter på bunndyr samfunnet som følge av veiavrenning fra en motorvei i England, men ÅDT ble ikke oppgitt. En del studier hvor det er dokumenterte effekter er også utført i mer urbane vannforekomster der det er mange andre forurensningskilder i tillegg til vei og trafikk (Shaver and Alastair, 2011). Noen eksempler på studier, som imidlertid kan knyttes opp til ÅDT, er presentert i de neste avsnittene.

I forbindelse med utviklingen av HAWRAT ble det gjennomført studier av bl.a. bunndyr samfunnet i noen mindre elver som mottok avrenning fra veier med ÅDT > 30 000 kpd (Highways Agency, 2008). Resultatene viste bl.a. at artsdiversiteten var noe mindre nedstrøms veiene sammenlignet med diversiteten oppstrøms. Tilsvarende studier har blitt gjennomført i New Zealand, men i tilknytning til veier med lavere ÅDT (15 000 – 35 000 kpd) (Shaver and Alastair, 2011). Negative effekter ble dokumentert, men disse var relativt beskjedne. I tillegg ble det presisert at veiene ikke hadde direkte avrenning (punktutslipp) til vannforekomsten, noe som trolig bidro til tilbakeholdelse av stoffer i veiens grøftesystemer og dermed reduserte påvirkningene i vannforekomsten. De konkluderte videre med at det trolig ikke ville være negative effekter på bunndyr samfunnet hvis ÅDT var mindre enn 10 000 kpd. I Irland ble mindre elver som mottar avrenning fra veier med ÅDT 2 500 – 51 000 kpd undersøkt (Bruen et al., 2006). Her ble negative effekter ikke påvist verken på bunndyr samfunnet eller fisk (brunørret, *Salmo trutta*). Denne studien ble det nevnt at eventuelle effekter muligens var maskert av andre oppstrømskilder, som f.eks. landbruk. I

tillegg ble det påvist at stoffer holdes tilbake i grøftesystemet før det når vannforekomsten.

I Norge ble det gjennomført studier i Padderudvann i Asker, som mottar avrenning fra E18, i 1991-92 og 2001-03. Resultatene indikerer at veien har hatt en effekt på biologien i vannet, i form av økte konsentrasjoner av enkelte metaller (Zn og Cd) i muslinger og lavere diversitet av bunndyr langs den veieksponeerte siden av innsjøen sammenlignet med motsatt side (Bækken, 1994; Bækken and Færøvig, 2004). ÅDT på E18 var ved disse to undersøkelsene henholdsvis 29 000 kpd og 36 000 kpd. I Årungselsva, som er en viktig rekrutteringselv for sjørret (*Salmo trutta*) og laks (*Salmo salar*) i Oslofjorden, er det godt dokumentert at sjørretunger nedstrøms veisystemet har redusert vekst sammenlignet med de som lever oppstrøms (Meland et al., 2010a; Solberg, 2016). Dette til tross for at tettheten er lavere nedstrøms enn oppstrøms. Årsaken er ikke helt klarlagt, men forskjeller i habitat (fysisk substrat) samt forurensning fra veien inkludert utslipp av rensedamvann fra tre tunneler i området, kan være forklarende årsaker. Studier av sjørreten i Årungselsva med bruk av ulike molekyllære biomarkører for forurensning har heller ikke klart å avdekke klare årsakssammenhenger (Dybwad, 2015; Haaug Skarsjø, 2015). ÅDT i den største tunnelen i området (Nordby-tunnelen) var ca. 25 000 kpd i 2010.

En alternativ måte for å studere potensielle biologiske effekter er å ta utgangspunkt i økosystemene som etablerer seg i rensedammene som mottar veiavrenning. Rensedammene har mye til felles med veldig små stillestående vannforekomster (dammer) og kan ses på som et *worst case scenario* der lav fortykning og vannutskifting gir høye konsentrasjoner av partikler og forurensningsstoffer. Noen studier har f.eks. vist at konsentrasjonen av metaller i vannlevende organismer i disse økosystemene er høyere sammenlignet med naturlige dammer og små innsjøer (Meland et al., 2013; Wium-Andersen et al., 2011). Det er også dokumentert biologiske effekter i både rensedammen ved E6 Vassum (Frogn) og i rensedammen ved E6 Skullerud (Oslo). I et studie med brunørret (*Salmo trutta*) ble det målt

biologiske effekter etter eksponering i urensset og rensset avrenning fra E6 Skullerud (Meland et al., 2010b). Trafikkmengden (ÅDT) var ca. 45 000 kpd. I denne rensedammen er det senere dokumentert biologiske effekter på rumpetroll (buttsnutefrosk, *Rana temporaria*) (Johansen, 2013) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) (Grung et al., 2016b). Det må presiseres at disse effektene er relatert til effekter på et lavt biologisk kompleksitetsnivå (fysiologiske endringer på molekylærnivå), men det kan allikevel gi en indikasjon på at veivrenning kan medføre biologiske effekter av mer økologisk relevans over tid. I rensedammen ved Vassum er det også dokumentert effekter på rumpetroll, inkludert akutt dødelighet i etterkant av tunnelvask (Johansen, 2013).

Forslag til inndeling av ÅDT-klasser basert på risiko for biologisk skade i vannforekomster

Norge mangler store datasett med avrennings-episoder fra veinettet tilsvarende det de har i England og USA. Tross store datamengder, er den naturlige variasjonen i stoffkonsentrasjoner

stor, og modellene som er utviklet i England og USA, er beheftet med relativt store usikkerheter. I tillegg er klima og typen vannforekomster forskjellig. Eksempelvis er vannkjemien, som påvirker biotilgjengelighet og giftighet av stoffer i norske vannforekomster, forskjellig fra vannforekomster i Europa (Garmo et al., 2015). For eksempel er kalsiumnivåene i norske vann svært lave sammenlignet med europeiske vannforekomster. Verktøyene i England og USA er derfor ikke direkte overførbare til norske forhold.

Vi anbefaler i stedet å bruke et verktøy basert på en grovinndeling av ÅDT-klasser, tabell 4, sammen med kriterier for vannforekomstenes sårbarhet (Ranneklev et al., 2016) overfor forurensning som beslutningsgrunnlag for om det er nødvendig med rensiltak eller ikke. ÅDT-klasseene er satt ut fra den kunnskapen vi har i dag om veiforurensning både med hensyn til selve forurensningskjemien (stoffer og konsentrasjoner) og med hensyn til mulige effekter på biologien i vannforekomstene. For eksempel, så er miljøkvalitetsstandarder (EQS) for veirelaterte metaller blant vannforskriftens prioriterte- og vannregion-

Type vei	Trafikk (ÅDT)	Km vei (2014)	Km vei (2029) (% endring)	Biologisk påvirkning	Tiltak
Lavtrafikkerte veier	< 3 000	48 377	46 705 (-3 %)	Det forventes ingen biologiske effekter i vannforekomsten	Ikke tiltak, avrenning over veiskulder og infiltrasjon i grunnen
Høytrafikkerte veier	3 000 – 30 000	7 442	9 007 (21 %)	Biologiske effekter i vannforekomsten vil kunne forekomme. Vannforekomstens sårbarhet er avgjørende	Rensiltak skal benyttes hvis vannforekomsten er definert til å ha <i>middels</i> eller <i>høy</i> sårbarhet
Høytrafikkerte veier, ofte tilknyttet urbane byområder	> 30 000	245	352 (44 %)	Biologiske effekter i vannforekomsten vil forekomme/kan ikke utelukkes	Rensiltak skal benyttes, også ved utslipp til kystvann
Tunnel (ca 1 070 stk)	-	1 050	-	Biologiske effekter i vannforekomsten vil forekomme/kan ikke utelukkes	Rensiltak skal benyttes, også ved utslipp til kystvann

Tabell 4. Foreslåtte ÅDT-grenser med hensyn til risiko for biologisk skade i vannforekomst med angitt behov for tiltak. Tiltak er i denne sammenhengen ulike former for naturbaserte renseløsninger og renseløsninger av mer teknisk karakter.

spesifikke stoffer vurdert, mens veirelaterte organiske miljøgifter som f.eks. PAH'er ikke er inkludert, da dataene for disse er mer mangelfulle. I samsvar med Miljødirektoratets tommelfingerregel har vi valgt å bruke 10 x EQS verdi for årsmiddelverdi (AA-EQS) i avrenningen som en rettesnor for å ta hensyn til fortyningseffekten og fare for forurensning av vannforekomsten (Klima- og Miljøverndepartementet, 2015; Åstebøl et al., 2012).

For ÅDT mindre enn 3 000 kpd er det i dag ingen dokumentasjon som tilsier at avrenningen er forurenset og dermed vil kunne medføre biologiske effekter i vannforekomsten. I tillegg vil det være en viss naturlig tilbakeholdelse og rensing av forureningsstoffer i veiens sideareal (veiskulder og grøft) som også reduserer risikoen for effekter i vannforekomsten. Infiltrasjon i grunnen og sideterreng anses derfor som tilstrekkelig.

De fleste veier med ÅDT over 30 000 kpd er i de urbane områdene i og rundt de større byene i Norge. Her vil konsentrasjonene i avrenningen være av en slik karakter at biologiske effekter i vannforekomsten vil kunne forventes. Overskridelser av 10 x EQS årsmidler for vannforskriftens prioriterte miljøgifter (Cd, Pb, Ni) og/eller vannregionspesifikke stoffer (Cu og Zn) i enkelte avrenningsepisoder vil være sannsynlig, se tabell 2. I slike urbane områder vil det også være bidrag fra en del andre urbane kilder, slik at den totale belastningen for en vannforekomst som regel vil være større enn for veier med tilsvarende ÅDT utenfor byområdene (Kayhanian et al., 2003). For veier med ÅDT over 30 000 kpd er det derfor nødvendig med rensetiltak for å beskytte vannforekomster. For utslipp til kystvann (marint vannmiljø) er litteraturen og datagrunnlaget mangelfullt. Ut ifra *føre var-prinsippet*, som bl.a. er lovfestet i norsk rett gjennom *Naturmangfoldloven §9*, foreslår vi at rensetiltak innføres når ÅDT er over 30 000 kpd. Rensetiltak for veier med ÅDT over 30 000 kpd bør minimum bestå av to trinn, f.eks. sedimentering for å rense partikkelbundne stoffer og infiltrering i egnede masser for å rense løste stoffer før utslipp til vannforekomst.

For veier med ÅDT i intervallet 3 000 – 30 000 kpd vil det kunne forventes at foruren-

singskonsentrasjonene og den totale belastningen er noe mindre sammenlignet med veier med ÅDT over 30 000 kpd. Imidlertid vil konsentrasjonene og den totale belastningen allikevel være så store at biologiske skader i vannforekomsten ikke kan utelukkes. Overskridelser av 10 x EQS årsmidler for vannforskriftens prioriterte og/eller vannregionspesifikke metaller i enkelte avrenningsepisoder må også innen dette ÅDT-intervallet kunne forventes, men trolig mindre hyppig. I dette ÅDT-intervallet anbefales det derfor at vannforekomstens sårbarhet benyttes som kriterium for hvorvidt rensetiltak er nødvendig eller ikke (Rannekleiv et al., 2016). Vannforekomstens sårbarhet defineres i denne sammenhengen som; «dens evne til å tåle og eventuelt restitueres etter aktiviteter eller endringer i miljøforholdene». For eksempel vil de biologiske effektene være relatert til forureningsstoffenes giftighet, og disse er bestemt av bl.a. den generelle vannkvaliteten. I tillegg vil vannforekomstens kjemiske og økologiske tilstand i henhold til vannforskriften, samt nødvendig vern i henhold til Naturmangfoldloven, være av betydning for å fastslå vannforekomstens sårbarhet. I ÅDT-intervallet 3 000 – 30 000 kpd vil rensetiltak være nødvendig for de vannforekomster som klassifiseres til å ha middels eller høy sårbarhet. Høy sårbarhet bør medføre strengere krav til tiltakene, f.eks. to-trinns renseløsning.

I forbindelse med tunneler anbefaler vi at urenset tunnelvaskevann ikke skal slippes ut til vannforekomst, uavhengig av tunnelens lengde og trafikk. Endring av renholdsrutiner med f.eks. hyppigere vaskeintervall kan redusere faren for akutte effekter grunnet fortyning, men den totale belastningen vil forbli den samme. Kroniske effekter over tid kan derfor ikke utelukkes. Absolutt krav om rensing av tunnelvaskevann vil være i tråd med gjeldende praksis i land som f.eks. Østerrike og Sveits, som også har mange veitunneler (Meland, 2016).

Oppsummering

Vi mener at inndeling i noen grove ÅDT-klasser sammen med vurdering av vannforekomstens

sårbarhet vil medføre en mer enhetlig praksis for når man velger å innføre rensetiltak sammenlignet med dagens praksis. Dette mener vi vil være en fordel for Statens vegvesens veiplanleggere og for miljøforvaltningen. De foreslåtte ÅDT-grensene er presentert i tabell 4, sammen med antall km vei i de ulike ÅDT-klassene samt framskrivning til 2029 (neste periode av Nasjonal Transport Plan). Framskrivningen viser f.eks. at det vil være 107 km (44 %) mer vei med ÅDT > 30 000 kpd i 2029 sammenlignet med 2014. Det er viktig å påpeke at de foreslåtte intervallene i stor grad er sammenfallende med retningslinjer gitt av Miljødirektoratet til Fylkesmennenes miljøvern-avdelinger og landets kommuner i 2014 (jf. brev fra Miljødirektoratet til fylkesmennene datert 6. mai 2014), som påpeker at overvann fra veier med ÅDT over 30 000 kpd kan være forurenset (Klima- og miljøverndepartementet, 2015; Åstebøl et al., 2012).

For vei i dagen vil implementering av den foreslåtte metodikken trolig ikke medføre vesentlige endringer i antall renseanlegg sammenliknet med dagens praksis hvor ÅDT rundt 8 - 10 000 kpd ofte brukes som en grense for når det etableres renseanlegg. Avhengig av hvordan klassifiseringen av vannforekomstens sårbarhet slår ut, kan man forvente at noen veier hvor ÅDT er < 8 000 kpd må ha rensing, mens noen veier hvor ÅDT er > 8 000 kpd ikke vil ha behov for rensing. I dag bygges det i all hovedsak ett-trinns renseløsninger, dvs. sedimentasjonsbasert. Krav om to-trinns renseløsning i tilknytning til vannforekomster med høy sårbarhet og for de mest trafikkerte veiene (ÅDT > 30 000) vil derfor medføre økte kostnader. Det samme vil gjelde for implementering av forslaget om å etablere renseløsninger i tilknytning til alle nye tunneler, uavhengig av ÅDT og lengde.

Vårt sektoransvar innen miljø, samt lovpålagte krav i forurensingsloven, vannforskriften og naturmangfoldloven er viktige pådrivere for at Statens vegvesen skal jobbe videre for å beskytte vannforekomster mot forurensing fra vei. Statens vegvesen vil derfor fortsette sin FoU-aktivitet innen dette temaet, bl.a. i Nord-FoU-prosjektet Reducing Highway Runoff Pol-

lution (REHIRUP, www.nordfou.org) og i SFI'en Klima2050 (www.klima2050.no). Målet er å forbedre grunnlaget for miljørisikovurderingene med tanke på å beskytte vannforekomstene, samt utvikle gode og kostnadseffektive renseløsninger.

Litteratur/Referanser

Amundsen CE, Roseth R. Utslippsfaktorer for forurensninger fra veg til vann og jord i Norge. Rapport Nr. 2004/08. Statens vegvesen, Oslo, 2004, pp. 70.

Bruen M, Johnston P, Quinn MK, Desta M, Higgins N, Bradley C, et al. Impact Assessment of Highway Drainage on Surface Water Quality. Synthesis Report. 2000-MS-13-M2. Environmental Protection Agency, Ireland, Wexford, 2006, pp. 45.

Bäckström M, Karlsson S, Bäckman L, Folkesson L, Lind B. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research* 2004; 38: 720-732.

Bækken T. Effects of highway pollutants on a small Norwegian lake. *Science of The Total Environment* 1994; 147: 131-139.

Bækken T, Færøvig PJ. Effekter av vegforurensninger på vannkvalitet og biologi i Padderudvann. 106. Statens vegvesen Teknologidivisjonen, Oslo, 2004, pp. 89.

Crabtree B, Dempsey P, Johnson I, Whitehead M. The development of an ecological approach to manage the pollution risk from highway runoff. *Water Science and Technology* 2009; 59: 549-555.

Dybwad IM. Effects of tunnel wash water on biomarkers in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and brown trout (*Salmo trutta*): a lab and field study. Department of Biosciences. Master thesis. University of Oslo (UiO), Oslo, 2015, pp. 87.

Garmo Ø, Hertel-Aas T, Rannekleiv SB, Meland S. Vurdering av biotilgjengelighetsmodeller som verktøy for karakterisering av resipienters sårbarhet for metallforurensing fra veg. *Vann* 2015; 50: 278-290.

Granato G, Jones S. Stochastic Empirical Loading and Dilution Model for Analysis of Flows, Concentrations, and Loads of Highway Runoff Constituents. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 2014; 2436: 139-147.

Granato GE, Zenone C, Cazenias PA. National Highway Runoff Water Quality Data and Methodology Synthesis. Volume I - Technical Issues for Monitoring Highway Runoff and Urban Stormwater. FHWA-report,

- Washington, 2003, pp. 479.
- Grung M, Kringstad A, Bæk K, Allan IJ, Thomas KV, Meland S, et al. Identification of non-regulated polycyclic aromatic compounds and other markers of urban pollution in road tunnel particulate matter. *Journal of Hazardous Materials* 2016a.
- Grung M, Petersen K, Fjeld E, Allan I, Christensen JH, Malmqvist LMV, et al. PAH related effects on fish in sedimentation ponds for road runoff and potential transfer of PAHs from sediment to biota. *Science of The Total Environment* 2016b.
- Haaug Skarsjø M. Biomarker responses in juvenile brown trout (*Salmo trutta*) exposed to tunnel wash water: a lab and field study. Department of Biosciences. Master thesis. University of Oslo (UiO), Oslo, 2015, pp. 69.
- Hallberg M, Renman G, Byman L, Svenstam G, Norling M. Treatment of tunnel wash water and implications for its disposal. *Water Science and Technology* 2014; 69: 2029-2035.
- Haukeli E, Foslien Løvstad HJ. Veivavrenning av glyfosat til overflatevann - Et felt-, metode- og modelleringsstudie fra Holtjern. Department of Environmental Sciences. Master thesis. Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, 2016, pp. 114.
- Highways Agency. Accumulation and Dispersal of Suspended Solids in Watercourses. Final Report. Highway Agency & Environment Agency, 2008, pp. 105.
- Highways Agency. Design Manual for Roads and Bridges. Volume 11 Environmental Assessment. No. 11. UK Highway Agency, London, 2009, pp. 129.
- Huber M, Welker A, Helmreich B. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment* 2016; 541: 895-919.
- Johansen SL. Element accumulation and levels of four biomarkers in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles in two sedimentation ponds and naturally occurring pond. MSc-thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås, 2013, pp. 80.
- Johansen SL, Thygesen H. Økologisk risikovurdering med biotisk ligandmodell: en feltstudie av tunnelvaskevann og vegavrenning i rensbasseng. Statens vegvesen rapporter Nr. 230, Oslo, 2013, pp. 54.
- Kayhanian M, Fruchtmann BD, Gulliver JS, Montanaro C, Ranieri E, Wuertz S. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research* 2012; 46: 6609-6624.
- Kayhanian M, Singh A, Suverkropp C, Borroum S. Impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 2003; 129: 975-990.
- Kayhanian M, Suverkropp C, Ruby A, Tsay K. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management* 2007; 85: 279-295.
- Klima- og Miljøverndepartementet. Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs. In: Miljødepartementet K-o, editor. Norges offentlige utredninger (NOU) 2015:16. Klima- og Miljødepartementet, Oslo, 2015, pp. 272.
- Kronvall KW. Road Salt and Environmental Hazards—Identification of Vulnerable Water Resources. In: Rauch S, Morrison G, Norra S, Schleicher N, editors. *Urban Environment*. Springer Netherlands, 2013, pp. 465-474.
- Maltby L, Forrow DM, Boxall ABA, Calow P, Betton CI. The effects of motorway runoff on fresh-water ecosystems. 1. field-study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1995; 14: 1079-1092.
- Meland S. Ecotoxicological Effects of Highway and Tunnel Wash Water Runoff. 2010:25. PhD-thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås, 2010, pp. 86.
- Meland S. Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng. Statens vegvesen rapporter Nr. 94, Oslo, 2012a, pp. 19.
- Meland S. Tunnelvaskevann - En kilde til vannforurensning. *Vann* 2012b; 47: 182-193.
- Meland S. Management of contaminated runoff water. Current practice and Future Research Needs. CEDR report. Conference of European Directors of Roads (CEDR), Brussels, 2016, pp. 84.
- Meland S, Borgstrøm R, Heier LS, Rosseland BO, Lindholm O, Salbu B. Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of The Total Environment* 2010a; 408: 4107-4117.
- Meland S, Damsgård MB, Skipperud L, Heier LS. Accumulation of Metals and Metalloids in Larvae of Insects and Frog Living in Wet Sedimentation Ponds Receiving Runoff from a Four Lane Motorway. In: Rauch S, Morrison G, Norra S, Schleicher N, editors. *Urban Environment*. Springer Netherlands, 2013, pp. 495-505.
- Meland S, Salbu B, Rosseland BO. Ecotoxicological impact of highway runoff using brown trout (*Salmo trutta* L.) as an indicator model. *Journal of Environmental Monitoring* 2010b; 12: 654-664.
- Moghadas S, Paus KH, Muthanna TM, Herrmann I, Marsalek J, Viklander M. Accumulation of Traffic-Related Trace Metals in Urban Winter-Long Roadside Snowbanks. *Water Air and Soil Pollution* 2015; 226.

- Ranneklev SB, Corell Jensen T, Lyche Solheim A, Haande S, Meland S, Vikan H, et al. Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen. NIVA-rapport 7029-2016. NIVA / Statens vegvesen, Oslo, 2016.
- Roseth R, Meland S. Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler. Bioforsk & Statens vegvesen, Oslo, 2006, pp. 12.
- Shaver E, Alastair S. Assessing Impacts of State Highway Stormwater Runoff on Stream Invertebrate Communities. NZ Transport Agency, Wellington, 2011, pp. 78.
- Solberg EW. Effect of Tunnel Wash Water on Survival, Growth and Migration of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo Salar*) in River Årungselsva. INA. Master thesis. Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, 2016, pp. 87.
- Statens vegvesen. Håndbok 261 Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. 261. Statens vegvesen, Oslo, 2006, pp. 52.
- Statens vegvesen. Håndbok 017 Veg- og gateutforming. Statens vegvesen, Oslo, 2008, pp. 199.
- Statens vegvesen. Håndbok N100 Veg- og gateutforming. Statens vegvesen, Oslo, 2013a, pp. 177.
- Statens vegvesen. Håndbok N200 Vegbygging. Statens vegvesen, Oslo, 2013b, pp. 528.
- Statens vegvesen. Håndbok N500 Vegtunneler. Statens vegvesen, Oslo, 2014a, pp. 138.
- Statens vegvesen. Håndbok R765 Avfallshåndtering. Håndbok. R765. Statens vegvesen, Oslo, 2014b, pp. 44.
- Torp M, Meland S. Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann. Statens vegvesen rapport Nr. 99. Vegdirektoratet, Oslo, 2013, pp. 36.
- Vikan H, Meland S, Kronvall Wike K. Etatsprogrammet NORWAT - Nordic Road Water. Vann 2012; 47: 269-271.
- Wium-Andersen T, Nielsen AH, Hvitved-Jakobsen T, Vollertsen J. Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds. Water Science and Technology 2011; 64: 503-511.
- Åstebøl SO, Hvitved-Jacobsen T. Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Statens vegvesen rapporter Nr. 295. Statens vegvesen, Oslo, 2014, pp. 90.
- Åstebøl SO, Hvitved-Jacobsen T, Kjølholt J. NORWAT - Nordic Road Water: veg- og vannforurensning - en litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. VD rapport. Nr. 46. Vegdirektoratet, Oslo, 2011, pp. 69.
- Åstebøl SO, Kjølholt J, Hvitved-Jacobsen T, Berg G, Saunes H. Beregning av forurensning fra overvann. Miljødirektoratet Oslo, 2012, pp. 70.