

DESEMBER 2012
KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET

BEREGNING AV FORURENSNING FRA OVERVANN



ADRESSE COWI AS
Grensev. 88
Postboks 6412 Etterstad
0605 Oslo
Norge
TLF +47 02694
WWW cowi.no

DESEMBER 2012
KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET

BEREGNING AV FORURENSNING FRA OVERVANN

OPPDAGSNR. A029838/137924

UTGIVELSESDATO 17.12.2012

OPPDAGSGIVERS KONTAKTPERSON: Ingunn Hoel Lindeman

OPPDAGSANSV. I COWI: Svein Ole Åstebøl

UTARBEIDET: Svein Ole Åstebøl, Jesper Kjølholt, Thorkild Hvitved-Jacobsen (HV-Consult), Gunnar Berg, Halvor Saunes

KONTROLLERT Oddvar Lindholm (UMB)

GODKJENT Stein Broch Olsen

INNHold

1	Sammendrag	7
2	Bakgrunn og mål	9
3	Metode og materiale	10
3.1	Definisjoner og avgrensninger	10
3.2	Metode for beregning av forurensning fra overvann	10
4	Forurensninger i overvann – mengder og kilder	18
4.1	Standardparametre og tungmetaller	18
4.2	Organiske miljøgifter	28
4.3	Kilder til forurensninger i overvann	42
5	Beregnet årlig nasjonalt utslipp av prioriterte miljøgifter	45
6	Kriterier for rensing av overvann	48
6.1	Innledning	48
6.2	Muligheter for rensing av overvann	48
6.3	Eksempel på muligheter for rensing	49
6.4	Kriterier for rensing av overvann	51
7	Kunnskapsbehov for forurensninger i overvann	56
7.1	Generelle parametre og tungmetaller	56
7.2	Organiske miljøgifter	57
7.3	Utslipp til lokale resipienter	57

8	Referanser	59
9	Vedlegg; Skandinaviske data for overvann fra byområder og veier	63
9.1	Norske data	63
9.2	Svenske data	64
9.3	Danske data	64
10	Vedlegg: Veidata fra Vegdatabanken	68

1 Sammendrag

Målsetningen med prosjektet har vært å:

- › Identifisere kilder og forurensning i overvann fra tette flater
- › Beregne årlig utslipp av forurensninger i overvann på landsbasis
- › Vurdere kriterier for rensing av overvann
- › Identifisere kunnskapsbehov for miljøgifter i overvann

Det er foretatt en gjennomgang av kunnskapsstatus i forhold til forekomsten av et stort antall forhåndsbestemte standardparametre og miljøgifter som refererer seg til Vannforskriften og KLIFs prioritetsliste.

Det foreligger et stort datamateriale for standardparametre og tungmetaller i overvann som gjør det mulig å fastsette konsentrasjonstall basert på et statistisk grunnlag. Når det gjelder de organiske miljøgiftene er tilgangen på måledata langt mer spinkelt og utslippsberegninger vil være beheftet med langt større usikkerhet.

Det er fastsatt konsentrasjonstall (årlig middelkonsentrasjon) for 8 standardparametre, 8 tungmetaller og 20 organiske miljøgifter i overvann. Stoffenes forekomst har en rekke kilder deriblant atmosfærisk nedfall, slitasje- og forbrenningsprodukter fra veitrafikken og materialbruk i biler, overflatedekker og bygningsmasse. Ingen plantevernmidler på prioritetslisten (EU-listen) er i bruk i Norge i dag. Enten er de utfaset eller de aldri har vært tillatt brukt.

Årlig forurensningsmengde i overvann er beregnet for 2 typer av by- og tettstedsarealer differensiert etter andelen tette flater (åpen by <50 % og tett by >50 % tette flater) og 2 typer veiarealer differensiert etter årsgjennsnittet (ÅDT < 30 000). Arealdata på fylkesbasis er hentet fra Statens kartverk sin arealstatistikk og Statens vegvesen sin Vegdatabank.

Det årlige utslippet av tungmetaller på landsbasis varierer mye for ulike stoffer fra ca 20 kg/år for kvikksølv til 22 000 kg/år for sink. For de organiske miljøgiftene ligger de laveste årlige utslippene på 0,7 kg tributyltinn, 1,5 kg PFOA, 1,8 kg

PFOS, mens de høyeste utslippene er 187 kg for nonylfenoler, 221 kg PAH og 1695 kg DEHP.

En beslutning om rensing av overvann må tas på basis av lokale data og måleresultater samt en konkret vurdering av den aktuelle resipient. Behovet for rensing av overvann er bestemt av følgende forhold:

- › Den aktuelle resipients følsomhet overfor en gitt belastning.
- › Den relative betydningen av utslippet fra overvann i forhold til andre forurensningskilder.
- › Prioriteringen av resipientkvaliteten.

Avhengig av de kvalitetskriterier som settes til utslippet av overvann fra tette overflater i en konkret situasjon, eksisterer det en vifte av rensemuligheter som vil kunne oppfylle det aktuelle behovet.

Som en grov rettesnor kan man foreslå at hvis konsentrasjonene av miljøgifter ikke overstiger 10 ganger EQS-verdien for den årlige gjennomsnittskonsentrasjonen (AA-EQS), er det neppe behov for særlige tiltak til begrensning av forurensning i overvann for det aktuelle stoffet. I konkrete tilfeller må det alltid verifiseres om forutsetningen om 10 ganger fortykning i en begrenset blandingssone er oppfylt og der hensynet til resipientens tilstand og sårbarhet er ivaretatt.

Det anbefales at det tidvis gjennomføres godt planlagte og intensive målinger av forurensninger i overvann for å sørge for at materialet er oppdatert og brukbart. Historiske erfaringer har vist at forekomsten og utslippet av forurensende stoffer er underlagt vesentlige endringer over tid. Det er et stort behov for måledata under norske forhold. Målinger bør gjøres sammenhengende over en periode på ca 1 år og bør omfatte ikke mindre enn 15 – 20 vannføringsvektede prøvetakinger (nedbørepisoder). Når det gjelder målinger av utslipp til en lokal resipient bør måleprogrammet omfatte 7 – 8 vannføringsvektede prøvetakinger i perioden april – oktober.

For de organiske miljøgiftene er det på grunn av lite tilgjengelig dokumentasjon, et grunnleggende behov for å få foretatt systematiske undersøkelser av de ønskede stoffene i de relevante typer av urbane arealer.

2 Bakgrunn og mål

Klima og forurensningsdirektoratet (KLIF) rapporterer årlig de nasjonale utslippsmengder av prioriterte miljøgifter. Utslipp og bruk av kjemikalier som utgjør en trussel mot helse og miljø skal kontinuerlig reduseres med mål om å stanse utslippene innen 2020. Om lag 30 stoffer eller stoffgrupper er oppført på prioritetslista. Utslippsstatistikken mangler data fra en del kilder som KLIF arbeider med å forbedre deriblant urbant overvann.

KLIF har sektoransvar i henhold til Vannforskriften der hovedformålet med forskriften er å beskytte og forbedre tilstanden i ferskvann, grunnvann og kystnære områder. Vannforskriften identifiserer 11 prioriterte farlige miljøstoffer som bør fjernes fra vannforekomstene og 22 prioriterte stoffer som skal reduseres gradvis.

I takt med at punktutslippene til norske vannforekomster blir mer og mer regulert, utgjør diffuse tilførsler fra blant annet overvann fra urbane områder en økende andel av vannforurensningen i Norge.

Målsetningen med prosjektet har vært å:

- › Identifisere kilder og forurensning i overvann fra tette flater
- › Utvikle metode for å beregne årlige utslippsmengder av prioriterte miljøgifter i overvann
- › Anslå årlige nasjonale utslipp av prioriterte miljøgifter i forurenset overvann
- › Vurdere kriterier for rensing av forurenset overvann
- › Identifisere kunnskapsbehovet for miljøgifter i overvann

3 Metode og materiale

3.1 Definisjoner og avgrensninger

Med overvann forstås avrenning fra urbane tette flater dvs. avrenning fra tettsteds- og byområder, næringsområder og fra veinettet. Det beregningsmessige utgangspunktet i prosjektet omfatter genereringen av forurensninger fra urbane flater til avløpssystemene. Det er dermed ikke tatt stilling til hvor de forurensede stoffene ender i sluttfasen. For veier og tett-/bybebyggelse med separat avløpssystem føres overvannet normalt til lokal resipient som direkte utslipp. I bybebyggelse med felles avløpssystem føres overvannet sammen med spillvannet til renseanlegg der overvannsforurensningen dels havner i slammet, dels i anleggets utløp til resipienten og dels går til resipienten via regnvannsoverløp.

3.2 Metode for beregning av forurensning fra overvann

3.2.1 Innledning

Etterfølgende 4 forhold inngår i metoden for å beregne årlig utslipp av forurensninger i overvann fra urbane flater:

- › Arealstørrelse
- › Arealtipe
- › Nedbørmengde og avrenning
- › Stoffkonsentrasjon i avrenningen

To sentrale aspekter i enhver beregningsmetode er ønsket nøyaktighet og detaljeringsgrad. Disse to forholdene er nært koblet. Hvis et naturfenomen er komplekst dvs. bestemt av en rekke forskjellige parametre og den mulige nøyaktighet i disse parametre er begrenset, vil det i praksis ikke være grunnlag for en høy detaljeringsgrad i beregningen. Det sentrale punktet blir derfor å etablere en

beregningsmetode og en prosedyre som tross fenomenets kompleksitet gir et godt sluttresultat.

Som utgangspunkt for beregningsmetoden vil følgende fenomener påvirke størrelsesorden av det reelt forekommende stoffutslippet (Gupta et al. 1981/ Hvitved-Jacobsen et al. 2010):

- › Trafikkmessige forhold; trafikkmengde, hastighet, start/stopp av kjøretøyer etc
- › Klimatiske forhold som nedbørmengde, nedbørintensitet, vindforhold, temperatur etc.
- › Vedlikehold av by- og veiarealer (feing, snørydding, veisalting etc)
- › Belastning fra omgivelsene eksempelvis metallarmaturer, skilt, nærliggende boligområder, industri, forretninger og landbruk.
- › Prosentandelen tette flater
- › Anvendelse av forurensende stoffer i kjøretøyer (bremsebelegg, metaller etc)
- › Utslipp av forurensninger fra kjøretøyer (delvis forbrente produkter, slitasjeprodukter etc)
- › Alder og vedlikehold av kjøretøyer og bygninger
- › Forekomst av uhell og uhensiktsmessig håndtering av forurensende stoffer i forbindelse med veitransport.

Ovennevnte oppdeling av forurensningskilder kan mer systematisk gjøres etter følgende prinsipp:

- › Stasjonære kilder
- › Overflaterelaterte kilder
- › Mobile kilder
- › Hendelsesrelaterte kilder

De nevnte fenomenenes betydning for stoffbelastningen er ikke kvantitativt kjent og det må derfor gjøres vurderinger som kan bidra til en forenkling. En rekke undersøkelser viser at trafikkmessige forhold (spesielt trafikkmengde), atmosfærisk støvnedfall samt tilførsel fra de nære omgivelsene er vesentlige for stoffavrenningen.

Den samlede kompleksitet i de forhold som påvirker utslippet fra tette urbane flater kan imidlertid ikke betraktes som uten betydning. Dette viser seg i praksis i bl.a. i følgende forhold:

Spredningen av målte konsentrasjoner på den enkelte lokalitet er typisk av samme størrelsesorden som medianverdien av måleresultatene.

I grunnlaget for valg av beregningsmetode er det særlig lagt vekt på følgende to forhold:

- › Det tas hensyn til detaljeringsgraden av de foreliggende måledata for beregning av utslippet. Vanligvis er foreliggende data angitt i form av en vannføringsvektet middelkonsentrasjon for det aktuelle stoff for en enkelt avrenningsepisode. Der hvor det foreligger et tilstrekkelig antall hendelsesbaserte måleresultater oppfattes mediankonsentrasjonen av disse som et relevant estimat av årsmiddelkonsentrasjonen.
- › Beregningsmetoden bør ikke være mer detaljert en ovennevnte tilsvarende grad av detaljering tillater.

På bakgrunn av nevnte forhold er det valgt å anbefale følgende metodikk i forbindelse med beregning av årsutslipp fra by- og veiarealer:

- › Stoffutslippet knyttes til avrenningsmengden fra de tette arealene
- › Arealet betraktes som kilden til utslippet og der utslippet stoffmessig bestemmes i form av en konsentrasjon
- › De to nevnte forhold bestemmer årsutslippet.

Datagrunnlaget for nevnte metodikk omtales i etterfølgende tekst.

3.2.2 Avrenning og utslippsmengde

Beregning av årlig forurensningsutslipp i overvann baseres på arealet av tette flater i urbane områder, årlig nedbør og konsentrasjoner av forurensninger i overvannet (Lindholm, 2004/2012/Helland et al, 2003).

Årlig avrenning fra ulike arealtyper ($Q_{\text{år}}$):

$$Q_{\text{år}} = a * A * (P-b) * 10^{-3}$$

$$Q_{\text{år}} = \text{årlig avrenning (m}^3\text{)}$$

$$A = \text{arealet av tette flater for ulike arealtyper (veier, tettsteder) (m}^2\text{)}$$

a = andel deltakende aktive tette flater som drenerer til overvannssystemet for ulike arealtyper

$P = \text{Årlig nedbør (mm)}$

$b = \text{Fordampning (mm)}$

Årlig utslipp av forurensninger baseres på årlig middelkonsentrasjon av forurensninger i overvannet.

Årlig utslipp av forurensninger fra ulike arealtyper beregnes etter følgende formel:

$$L = Q_{\text{år}} * C * 10^{-3}$$

$L = \text{forurensningsutslipp for ulike stoffer og arealtyper (kg/år)}$

$Q_{\text{år}} = \text{årlig avrenning fra ulike arealtyper (m}^3\text{/år)}$

$C = \text{middelkonsentrasjon for ulike stoffer og arealtyper (mg/l)}$

Sum årlig utslipp av de enkelte stoffene beregnes som sum utslipp for de ulike arealtypene:

$$L_{\text{stoff A}} = L_{\text{stoff A, arealtype 1}} + L_{\text{stoff A, arealtype 2}} + \dots + L_{\text{stoff A, arealtype N}}$$

3.2.3 Urbane arealer

Veiarealer

Det foreligger mange kategorier urbane arealer, men anvendelig arealoppdeling må sees i sammenheng med tilgjengelige og troverdige data på forurensningsinnholdet i overvann. Hovedparten av måledata gjelder for enten veiavrenning eller avrenning fra by- og tettstedsområder (blanding av arealtyper). Den store variabiliteten (statistiske spredning) på målte stoffdata i avrenning fra vei- og byoverflater betyr at detaljeringsgraden i beregningsoppsettet og arealinndelingen må tilpasses denne realiteten. Hvis ikke vil beregningene kunne skape resultater som lett overtolkes.

Lokale måleserier er viktig fordi det er beheftet med ukjent usikkerhet å overføre data fra en lokalitet til en annen. Imidlertid er slike lokale mindre omfattende dataserier ikke egnet til å oppnå en statistisk basert sikkerhet for hvordan empiriske forhold henger sammen og påvirker et gitt utslipp. Sammenhengende og meget omfattende databaser foreligger imidlertid fra USA:

- › NURP – Nationalwide urban Runoff Program
- › NSQD – National Stormwater Quality Database
- › FHWA – Federal Highway Administration

Kort oppsummert betyr dette at større databaser kan benyttes til å fastlegge grunnleggende fenomener og at lokale mindre omfattende dataserier kan benyttes i etterkant til å bestemme konkrete tallverdier for innholdet av forurensende stoffer.

Statistisk behandling av nevnte database fra FHWA har vist at en trafikkrelatert oppdeling av veisystemet med hensyn til beregning av forurensningsutslippet kun bør skje i form av 2 kategorier veier:

- Årsdøgnmiddel for trafikkmengde, $\text{ÅDT} > 30\,000$
- Årsdøgnmiddel for trafikkmengde, $\text{ÅDT} < 30\,000$

Det kan kanskje forundre at oppdelingen av veier ikke blir mer finmasket. Det vises da til at variabiliteten i måledata er stor og at en lang rekke andre forhold enn nettopp trafikkmengde spiller inn. Sådanne forhold er eksempelvis veiens utforming, hastighet, eksponering for vind etc. Sistnevnte kan bety at finere støvmateriale som en stor andel av forurensningene er bundet til, fjernes med vinden og ikke viser seg i veivannet. Det er forutsatt at veier med $\text{ÅDT} < 3\,000$ ikke inngår i beregningen. Det er beregnet samme forurensning fra tunneler som dagsone. Utslipet til resipient fra tunneler skjer i forbindelse med tunnelvask.

By- og tettstedsarealer

Det forventes at utslippsmønsteret fra tette flater i byområder er mindre spesifikt enn tilfellet er for veiarealer. Utslippsbidragene fra et større antall kilder og aktiviteter får da betydning.

Som nevnt er utslippet fra tette flater under regn underlagt en stor variabilitet. Det anbefales derfor at oppdelingen av arealtypene innsnevres slik at det er i overensstemmelse med det foreliggende datagrunnlag. På denne bakgrunn foreslås en oppdeling av by- og tettstedsområder etter følgende prinsipper:

- Åpen bybebyggelse med andel tette flater $< 50\%$. Her inngår boligområder, blandet bybebyggelse utenfor sentrumsområder, mindre tettsteder og næringsarealer.
- Tett bybebyggelse med andel tette flater $> 50\%$. Her inngår tett by, sentrumsområder med kvartalsstruktur.

Selv om det er mange faktorer som påvirker forurensningsgraden i overvannet, er det imidlertid mer enn noe annet graden av tette flater som avspeiler aktiviteten på en gitt lokalitet. Et område er ikke bygget ut med tette flater hvis ikke det enten foregår eller forventes å foregå (forurensende) aktiviteter på lokaliteten. Det er grunnleggende sett det menneskelige aktivitetsnivået som resulterer i forurensningen.

For arealtypene beregnes det en midlere andel tette flater basert på følgende faktorer (tab. 3-1).

Tabell 3-1. Andel tette flater i ulike typeområder og andel deltagende tette flater (basert på Lindholm, 2004).

Type område	Tette flater i % av totalt areal	Andel deltagende tette flater (a)
Tett bybebyggelse	90	0,9
Åpen bybebyggelse	40	0,6
Veier, ÅDT >30 000	100	1,0
Veier, ÅDT <30 000	100	0,7

Arealgrunnlaget for veier relatert til ÅDT er hentet fra Statens vegvesen sin vegdatabank der riks- og fylkesveinettet inngår (ikke kommunale veier) (detaljerte veidata i vedlegg 2). Veiarealene er fordelt på «veier innenfor tettbygd strøk» og «veier utenfor tettbygd strøk» basert på fartsgrense:

- › Innenfor tettbygd strøk, fartsgrense ≤ 50 km/t
- › Utenfor tettbygd strøk, fartsgrense > 50 km/t

Arealgrunnlaget for bybebyggelse (åpen/tett) er hentet fra Statens Kartverk sin arealstatistikk for Norge. Alle arealdata i beregningene er på fylkesbasis (tab. 3-2). Åpen by er den helt dominerende kategorien av urbane arealer (93 %). Veiarealene utgjør totalt 5 % av de urbane arealene.

Tabell 3-2. Arealdata for urbane områder benyttet i beregningen av forurensningsutslipp med overvann i Norge (m²). Veiarealene er lik sum for dagsone og tunneler.

Fylke	Tett by m ²	Åpen by m ²	Vei >30 000 m ²	Vei <30 000 m ²	Sum m ²	Sum
						%
Østfold	2535411	83862480	343026	3876725	90617642	7
Akershus	283485	135035148	1994473	6006991	143320097	11
Oslo	7385523	57136191	1113406	819105	66454225	5
Hedmark	425401	57721882	0	3544985	61692268	5
Oppland	337402	52943110	0	3922601	57203113	5
Buskerud	1474450	70033957	327420	5146850	76982678	6
Vestfold	874638	70188208	3955	3562579	74629379	6
Telemark	500817	54784700	0	2723936	58009453	5
Aust-Agder	297181	27275495	0	2108746	29681422	2
Vest-Agder	904442	40672492	62730	2397845	44037510	4
Rogaland	1454674	106874145	219893	4746227	113294940	9
Hordaland	1449140	112987267	439960	5955096	120831463	10
Sogn og Fjordane	82617	25908273	0	661642	26652532	2
Møre og Romsdal	1473553	64067212	0	2476017	68016782	5
Sør-Trøndelag	1687832	61961507	160755	2923878	66733972	5
Nord-Trøndelag	410776	32151346	0	1795710	34357832	3

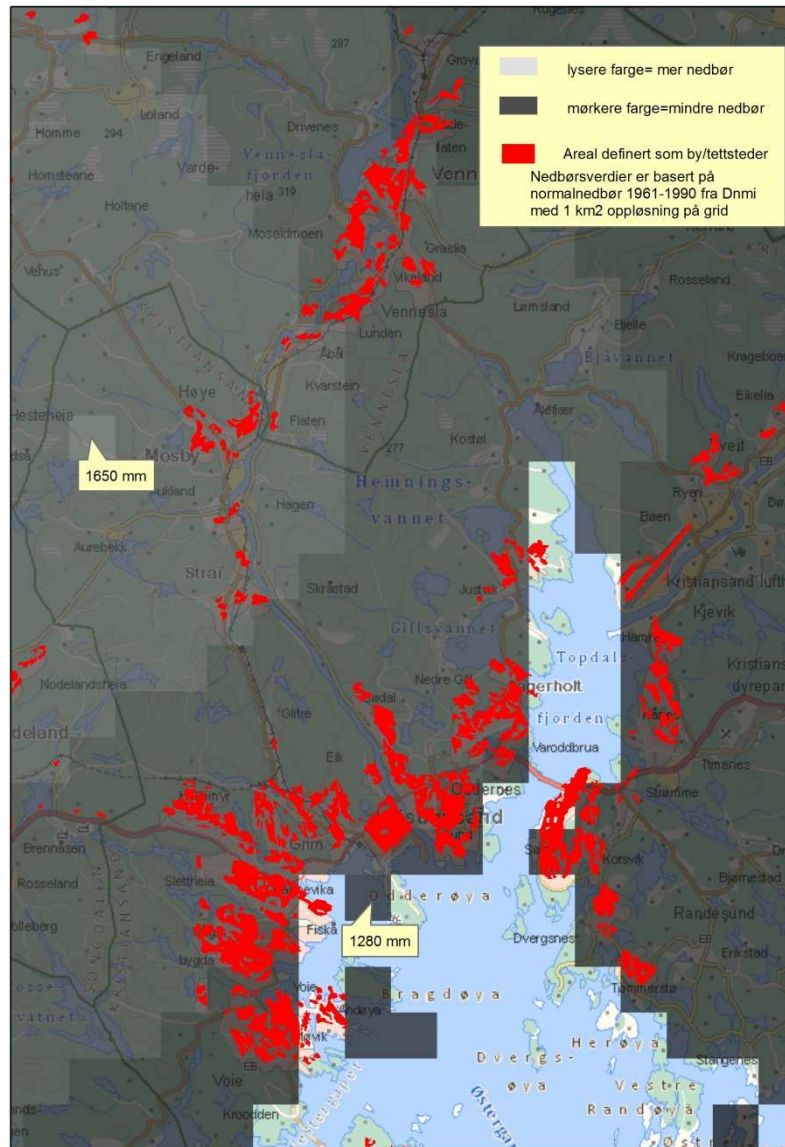
Nordland	688770	63656026	0	2012504	66357299	5
Troms	338949	34482205	0	1594491	36415645	3
Finnmark	174797	22377032	0	326973	22878801	2
Sum, m ²	22779859	1174118676	4665618	56602901	1258167054	-
Sum, %	1,8	93,3	0,4	4,5	-	100

3.2.4 Årlig nedbør

Årlig normalnedbør er fastsatt fylkesvis for hele landet. Det er foretatt en gjennomgang av nedbørdata for et utvalg urbane områder i hvert fylke basert på Kartverkets kartserie N50 og FTEMA 2021, 5022, 5090 og 7900 dvs. arealer med bymessig bebyggelse, tettbebyggelse, industriområde og flyplass. For alle disse definerte arealene er det i hvert fylke beregnet maks, min og gjennomsnittlig årsnedbør basert på nedbørnormaler for 1961-1990 fra Meteorologisk Institutt (tab. 3-3). Middelnedbøren for de urbane områdene er lagt til grunn for utslippsberegningen. Sammenhengen mellom urbane områder og nedbør er vist i figur 3.1.

Tabell 3-3. Årlig normalnedbør for urbane områder i hvert fylke (middel, maks, min) (mm/år).

Fylkesnr	Fylke	Middel mm/år	Maks mm/år	Min mm/år
1	Østfold	824	894	712
2	Akershus	814	1015	635
3	Oslo	782	1027	685
4	Hedmark	616	832	365
5	Oppland	659	914	308
6	Buskerud	807	1051	492
7	Vestfold	916	1142	650
8	Telemark	880	1136	692
9	Aust-Agder	1133	1426	933
10	Vest-Agder	1421	1970	1088
11	Rogaland	1432	2519	1158
12	Hordaland	2039	3192	1066
14	Sogn og Fjordane	1653	2767	551
15	Møre og Romsdal	1630	2253	738
16	Sør-Trøndelag	918	1638	500
17	Nord-Trøndelag	1050	2128	778
18	Nordland	1296	2309	686
19	Troms	932	1341	320
20	Finnmark	481	899	326



Figur 3-1. Eksempel på sammenhengen mellom urbane områder (by/tettsted) og normalnedbør. Fra Kristiansandsområdet.

4 Forurensninger i overvann – mengder og kilder

I dette kapitlet foreslås stoffkonsentrasjoner for beregning av det årlige utslippet av forurensende stoffer fra by-/tettstedsoverflater og veier i Norge i forbindelse med nedbør. Datagrunnlaget til denne beregningen er basert på en oppdeling av utslippskildene i form av typer av tette overflater, samt tilhørende estimerte årsmiddelverdier for konsentrasjoner av de forurensende stoffene. Aktuelle kilder til forurensninger i overvann er sammenstilt.

Med henvisning til avsnitt 3.2 er det besluttet å benytte følgende kriterier for oppdeling av tette overflater:

- › Veier med ÅDT < 30.000 (veier med ÅDT < 3.000 utelates)
- › Veier med ÅDT > 30.000
- › Tett bebyggelse i by (andel tette overflater > 50%)
- › Åpen bebyggelse i by (andel tette overflater < 50%)

I etterfølgende avsnitt 4.1 og 4.2 foreslås konsentrasjonsverdier for henholdsvis standardparametre, tungmetaller og organiske miljøgifter i overensstemmelse med ovennevnte oppdeling av tette flater. Grunnlaget for disse forslagene beskrives kort.

4.1 Standardparametre og tungmetaller

Forslaget til konsentrasjonsverdier omfatter følgende stoffer:

- › Standardparametre: ammonium, total nitrogen, nitrat, total fosfor, oppløst (reaktivt) fosfat, totalt suspendert stoff (TSS), oksygenforbruk (COD), klorid og sulfat.
- › Tungmetaller: arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink.

Det bemerkes at eksempler på datagrunnlaget som benyttes, vil bli vist i dokumentet, men bare i begrenset mengde og antall. Det vises i denne sammenheng til separat vedlegg.

4.1.1 Strategi for behandling av foreliggende konsentrasjonsverdier

Det er i kapittel 3 redegjort for en rekke årsaker til at konsentrasjonsverdier for stoffer i overvann fra tette flater har stor variasjon. I forbindelse med bestemmelse av årlige utslipp av forurensende stoffer, påvirker denne variabiliteten direkte og markant hvilken detaljeringsgrad som er realistisk vedrørende såvel arealtype som tilhørende konsentrasjonsverdi. Det er derfor avgjørende å finne en solid strategi for valg av data til beregning av utslipp av forurensende stoffer fra tette overflater.

Statistisk sett uttrykker variabiliteten i konsentrasjonsdata seg i to vesentlige forhold:

- Så vel måledata fra en bestemt lokalitet som sammenlignbare data fra forskjellige lokaliteter, er tilnærmelsesvis logaritmisk normalfordelt. Det eksisterer således en lovmessighet som betyr at kjennskap til variabiliteten og ensartetheten i dataene, med rimelighet kan kvantifiseres og overføres fra lokalitet til lokalitet. Dette forholdet vurderes som sentralt i forbindelse med databehandlingen i prosjektet og dermed av betydning for beregning av årlige belastninger fra forskjellige arealtyper under norske forhold.
- Variabiliteten av sammenlignbare data kan når datamengden er tilstrekkelig, kvantifiseres i form av standardavvik dividert med middelverdi (kalt COV, coefficient of variation), altså et relativt uttrykt standardavvik. For konsentrasjonsverdier for overvannsavrenning viser denne verdien seg typisk å være av størrelsesordenen 0,7 – 1,1. Med andre ord betyr det at standardavviket for sammenlignbare konsentrasjonsdata kan forventes å være omtrent av samme størrelsesorden som disses middelverdi. Hvis det skal være mening i å ta hensyn til ulikheter, eksempelvis vedrørende arealtyper, må disse forskjellene gi utslag i tilsvarende markante forskjeller i konsentrasjonsdata.

Det kan konstateres at denne variabilitet i stoffbelastning gjelder for såvel tid (dvs. innen for den samme regnhendelse, fra hendelse til hendelse og på årsbasis) som for sted (fra lokalitet til lokalitet). Meget omfattende samlinger av data behandlet i overensstemmelse med disse fakta, er nødvendige for å kunne foreslå solide konsentrasjonsverdier. Pålitelige feltmålinger som forutsetter målinger av avrenning, vannprøvetakning og etterfølgende analyser, er omfattende og ressurskrevende. De eksisterende norske data må derfor suppleres med data og erfaringer oppnådd gjennom en rekke større undersøkelser i utlandet. Data fra enkeltstående lokaliteter er i den aktuelle sammenheng bare relevante når de sees i sammenheng med målinger fra en rekke andre lokaliteter.

I forbindelse med utarbeidelsen av forslag til konkrete konsentrasjonsverdier for avrenning fra norske by- og veioverflater, er det i henhold til ovennevnte fakta valgt å benytte følgende strategi:

- Større utenlandske databaser som er dokumentert i form av rapporter og artikler, vil primært bli benyttet som utgangspunkt for å fastlegge forskjeller i konsentrasjonsnivåer for de fire flatetyperne. Dvs. en bestemmelse av hvilke forskjeller i konsentrasjon som må forventes å opptre fra den ene type av lokalitet til den annen.
- Lokalt bestemte norske data – supplert med data fra Sverige og Danmark – vil bli benyttet ved den konkrete fastsettelsen av de foreslåtte nivåer for konsentrasjonene for den enkelte, spesifikke overflatetype.

De foreliggende data vil bli delt opp etter disse to kriteriene og i det etterfølgende bli behandlet etter ovennevnte prinsipp.

Avslutningsvis er det vesentlig å slå fast at oppdelingen i de fire nevnte typene av flater ikke direkte foreligger i eksisterende litteraturkilder. En vesentlig oppgave har derfor vært å vurdere, systematisere og sammenfatte de foreliggende resultatene i relasjon til det valgte konseptet.

4.1.2 Sammenstilling og vurdering av data som stammer fra større utenlandske databaser

Som beskrevet er det relevant å ta utgangspunkt i data som omfangsmessig kan gi et statistisk sett pålitelig resultat og som kan benyttes ved vurdering av nivåforskjeller mellom de angitte fire flatetyper. Sett på verdensplan er disse kravene uten sammenligning best oppfylt av følgende databaser:

- *NURP (Nationwide Urban Runoff Program)*
I USA ble det i perioden 1979-1982 gjennomført et meget omfattende program, NURP (Nationwide Urban Runoff Program), for overvåkning av vannkvaliteten i overvann fra primært byflater (USEPA, 1983). NURP kan oppfattes som et "paraplyprogram" for i alt 28 separate gjennomførte prosjekter for ca. 70 flater. NURP blir fortsatt i 2012 oppfattet som det største og mest omfattende koordinerte programmet som på verdensplan er blitt gjennomført av sin art og som stadig er relevant å benytte ved vurdering av de enkelte stoffparametrenes variabilitet. Programmet omfatter primært tradisjonelle stoffparametre. Ved vurdering av de enkelte verdier må det ikke bare tas hensyn til de endringer som tidsmessig har funnet sted, men også til forekomst av ulovlige utslipp.
- *NSQD (National Stormwater Quality Database)*
Likeledes ble det i USA i perioden 1995-2003 gjennomført målinger som er registrert i en nasjonal database, NSQD, for vannkvaliteten i urbant overvann (Pitt and Maestre, 2005). Dette programmet dekker målinger utført av 66 institusjoner tilsvarende overvåkning av i alt ca. 4.000 avrenningshendelser. For ytterligere opplysninger om NSQD henvises til:

<http://water.lgc.org/resource-tools/national-stormwater-quality-database> eller
<http://unix.eng.ua.edu/~rpitt/Research/ms4/mainms4.shtml>

Sentrale parametre fra ovennevnte to databaser er vist i tabell 4-1.

Tabel 4-1 Sammenligning mellom NURP og NSQD medianverdier for konsentrasjoner av utvalgte stoffer i overvann i USA (Pitt and Maestre, 2005). Tallverdier for COV er for boområder i NURP oppført i parentes.

Stoff (enhet)	NURP (samlet)	NSQD (samlet)	NURP (boområder)	NSQD (boområder)
BOD ₅ (g m ⁻³)	9	8,6	10 (0,41)	9
COD (g m ⁻³)	65	53	73 (0,55)	55
TSS (g m ⁻³)	100	58	101 (0,96)	48
TKN (g m ⁻³)	1.5	1,4	1,9 (0,73)	1,4
Nitrat (+ nitrit) (g m ⁻³)	0,68	-	0,74 (0,83)	-
Total P (g m ⁻³)	0,33	0,27	0,38 (0,69)	0,3
Oppløst P (g m ⁻³)	0,12	0,12	0,14 (0,46)	0,17
Pb (mg m ⁻³)	144	16	144 (0,75)	12
Cu (mg m ⁻³)	34	16	33 (0,99)	12
Zn (mg m ⁻³)	160	116	135 (0,84)	73

En rekke andre parametre som inngår i det aktuelle prosjektet er blitt målt, men ikke i et omfang som sikrer bestemmelse av en samlet medianverdi. Angitt i enheten mg m⁻³ er de målte intervaller: Arsen (1-50,5), kadmium (0,1-14), krom (1-90), kvikksølv (0,6-1,2), nikkel (1-182), jfr. USEPA (1991).

Det er som forventet forskjeller i dataene fra de to databasene (tab. 4-1). Statistisk sett er det imidlertid kun belegg for forskjell i konsentrasjonen av bly som i mellomtiden er blitt betydelig redusert pga. utfasing av bly i bensin. Selv om data fra NSQD databasen viser at også andre forurensende stoffer, særlig tungmetaller er blitt redusert, er det av Pitt and Maestre (2005) ansett for overveiende sannsynlig at forskjellene i medianverdiene skyldes en tilfeldig variabilitet som ikke kan tolkes som et signifikant resultat av en redusert belastning. På tross av at dette utsagnet statistisk sett er korrekt, skal det naturligvis ikke forhindre at det ved den konkrete fastsettelsen av konsentrasjonsverdier tas hensyn til hva som faktisk er målt, jfr. avsnitt 4.1.3.

Det samlede resultatet fra de to meget store datamengder, kan vurderes i retning av at det skal mer enn en halvering/fordobling til før det er tale om statistisk sett forskjellige verdier.

Med henvisning til tabell 4-1 må det bemerkes at det ikke forekommer avgjørende forskjeller ved sammenligning av NURP verdiene "samlet" (72 flater) og "boligområder" (33 flater), og at tilsvarende er tilfellet for NSQD-resultatene. Dette forholdet antas å kunne tilskrives det faktum at de bidragende overflatene, resulterer i både høyere og lavere belastninger (COV-verdiene er jo et mål for variabiliteten). Ut over å omfatte boligområder, utgjør NURP-flatene følgende grupper: Industri (4 flater), blandet bebyggelse (18 flater), handelssentre (10 flater) og ikke-urbane flater (7 flater), altså antallsmessig i et mer begrenset omfang enn tilfellet er for boligområder (tab. 4-2).

Tabell 4-2 Resultater fra NURP programmet for tre typer av flater, jfr. parallelle data for boligområder i tabell 4-1 (USEPA, 1983; Burton and Pitt, 2001). Verdier for COV er oppført i parentes.

Stoff (enhet)	Blandet bebyggelse	Handels-sentre	Ikke-urbane flater
BOD ₅ (g m ⁻³)	7,8 (0,52)	9,3 (0,31)	-
COD (g m ⁻³)	65 (0,58)	57 (0,39)	40 (0,78)
TSS (g m ⁻³)	67 (1,14)	69 (0,85)	70 (2,92)
Total Kjeldahl Nitrogen, TKN (g m ⁻³)	1,29 (0,50)	1,18 (0,43)	0,97 (1,00)
Nitrat (+ Nitrit) (g m ⁻³)	0,56 (0,67)	0,57 (0,48)	0,54 (0,91)
Total P (g m ⁻³)	0,26 (0,75)	0,20 (0,67)	0,12 (1,66)
Oppløst P (g m ⁻³)	0,056 (0,75)	0,080 (0,71)	0,026 (2,11)
Total Pb (mg m ⁻³)	114 (1,35)	104 (0,68)	30 (1,52)
Total Cu (mg m ⁻³)	27 (1,32)	29 (0,81)	-
Total Zn (mg m ⁻³)	154 (0,78)	226 (1,07)	195 (0,66)

Sammenlignet med NURP-prosjektet eksisterer det ikke et tilsvarende omfangsrikt og detaljert datagrunnlag for vurdering av variabiliteten for stoffkonsentrasjonene i veivann. Et rimelig utgangspunkt eksisterer imidlertid i form av en databehandling av i alt 993 enkelthendelser fra 31 veilokaliteter (antatt primært motorveier) i 11 stater i USA (FHWA, 1988). Fra denne undersøkelsen konkluderes følgende:

› COV = 0.71 for ÅDT > 30.000

› COV = 0,84 for ÅDT < 30.000

Sammenlignes disse verdiene med tilsvarende verdier fra NURP-databasen, må det konstateres at det er en rimelig overensstemmelse i variabiliteten av data for overvannsavrenning fra både byer og fra veier.

Ytterligere detaljer vedrørende konsentrasjonsnivåer i veivannet fra denne databasen fremgår av tabell 4-3. Oppdelingen av veisystemene er foretatt for henholdsvis ÅDT>30.000 og ÅDT<30.000.

Tabel 4-3 Medianverdier for stoffkonsentrasjoner i avrenningsvann fra veier med ÅDT henholdsvis >30.000 og ÅDT<30.000 (FHWA, 1988).

Stoff (enhet)	Medianverdi (ÅDT>30.000)	Medianverdi (ÅDT < 30.000)
TOC (g m ⁻³)	25	8
COD (g m ⁻³)	114	49
TSS (g m ⁻³)	142	41
VSS (g m ⁻³)	39	12
Total Kjeldahl Nitrogen, TKN (g m ⁻³)	1.83	0,87
Nitrat (+ nitrit) (g m ⁻³)	0,76	0,46
Oppløst P (g m ⁻³)	0,40	0,16
Total Pb (mg m ⁻³)	400	80
Total Cu (mg m ⁻³)	54	22
Total Zn (mg m ⁻³)	329	80

Basert på de resultatene som er vist i dette avsnitt 4.1.2 (Tabellene 4-1 – 4-3), er det i tabell 4-4 angitt estimerte konsentrasjonsnivåer for de nevnte stoffene. Det poengteres igjen at formålet med dette er å angi sammenlignbare nivåforskjeller mellom flatetyper basert på meget omfattende datamengder og ikke konkrete konsentrasjoner som kan brukes under norske forhold. De beskrevne tallverdiene må oppfattes som et pragmatisk valg som er foretatt med særlig vekt på kjennskapet til medianverdi og COV. Det bemerkes videre at konsentrasjonsverdier i tabell 4-4 bare er tatt med i den utstrekning disse verdiene er dokumentert gjennom bakenforliggende data. Variabiliteten for de øvrige parametrene må antas å følge et parallelt mønster. For hver av de 4 flatetyper skal tallstørrelsen oppfattes som en medianverdi (årsmedianverdi).

Tabell 4-4 Estimerte konsentrasjonsnivåer for de valgte 4 flatetypene. Dataene viser den forventede variabilitet, jfr. tekst. For tungmetallene er det angitt hvilken stoffliste stoffet opptrer på (V = vannforskriften; P = prioritetslisten).

Stoff (enhet)	Tett by (> 50% tette flater)	Åpen by (< 50% tette flater)	Vei (ÅDT>30.000)	Vei (ÅDT<30.000)
Total N (g m ⁻³)	2,5	1,0	1,8	0,9
Nitrat (g m ⁻³)	1,2	0,5	0,8	0,5
Total P (g m ⁻³)	0,45	0,20		
Oppl. P (g m ⁻³)	0,20	0,07	0,40	0,15
TSS (g m ⁻³)	120	45		
COD (g m ⁻³)	55	35		
Klorid (g m ⁻³)				
Sulfat (g m ⁻³)				
As (mg m ⁻³) (P)				
Pb* (mg m ⁻³) (V,P)	20	10	30	15
Cd (mg m ⁻³) (V,P)				
Cu (mg m ⁻³)	20	10	50	20
Cr (mg m ⁻³) (P)				
Hg (mg m ⁻³) (V,P)				
Ni (mg m ⁻³) (V)				
Zn (mg m ⁻³)	150	55	150	50

* konsentrasjonsnivået svarer til situasjonen etter forbud mot bly i bensin.

4.1.3 Sammenstilling av skandinaviske data

Formålet med analysen av skandinaviske data er å etablere grunnlaget for komplettering og justering av de parametrene som i tabell 4-4 utelukkende angir en estimert forskjell mellom flatetypene. Det skal således finnes et datagrunnlag som

til dels angir verdier for de parametrene som ikke er oppført og til dels justerer de viste data til verdier som vurderes relevante for norske forhold.

Den nevnte analysen omfatter konsentrasjonsdata fra Norge, Sverige og Danmark. Selv om det er klimatiske og andre forskjeller, vurderes disse ikke i den sørlige delen av Skandinavia å utgjøre en hindring for sammenligning av konsentrasjonsnivåer i overvann fra tette flater. De eksisterende data er naturligvis i forskjellig grad anvendelige. Data som hviler på måling av et større antall enkelthendelser og som direkte kan relateres til en bestemt arealtype, er av interesse. Videre vil data som allerede har vært utsatt for en overordnet faglig vurdering, typisk på basis av et relativt stort datamateriale, være av sentral betydning. Sistnevnte type data betegnes ofte som "typetall" eller "sjablongverdier". Ut over disse to hovedgrupperingene kan det forekomme data som i tilknytning til et bestemt fenomen eller en gitt spesifikk forutsetning, vil være av interesse. Disse tre grupperingene av data kan alle identifiseres i den foreliggende skandinaviske litteraturen om emnet.

Datamengden for avrenning av NPO og metaller er relativt omfattende. Disse opplysningene fra litteraturen vil for oversiktens skyld ikke bli gjengitt i sin helhet i denne rapporten, men vil i det etterfølgende bli referert kortfattet.

I det etterfølgende nevnes en rekke samlinger av data som anses for særlig sentrale bidrag til det avsluttende forslag til parameterverdier.

4.1.3.1 Norske data

Av norske data fremheves følgende:

Årsmiddelverdier av saltinnhold i overvann på saltet veistrekning på E6 Korsegården i Ås kommune (Akershus) for perioden 1993 – 1995 (Åstebøl et.al, 1996)

Årsmiddelverdier av en rekke sentrale parametre basert på i alt 28 blandprøver av stoffkonsentrasjoner i overvannsavrenning fra motorveikrysset E6 Skullerud i Oslo (Åstebøl og Coward, 2004). De gjeldende data er unike ved at målingene omfatter den samlede avrenning gjennom et helt år.

Det foreligger i Lindholm (2004) et forslag til valg av konsentrasjoner, benevnt "sjablong-konsentrasjoner", for en rekke stoffer (miljøgifter) i overvann.

Amundsen og Roseth (2004) har videre foreslått utslippstall for veivann.

4.1.3.2 Svenske data

Det er i Sverige utviklet de såkalte "riktvärden för dagvatten" samt "schablonvärden" (Storm Tac, version 2010-03), jfr. Alm et al. (2010). De beskrevne data er basert på en lang rekke svenske undersøkelser supplert med utenlandske, der de svenske resultatene er vurdert som utilstrekkelige. Den gjeldende listen justeres etter behov. Resultatene er viktige i forbindelse med dette prosjektet på grunn av det omfattende datamaterialet.

En lang rekke undersøkelser i Sverige må forventes å ha bidratt til den samlede informasjon om avrenning av stoff fra tette overflater, eksempelvis Lindgren (2001), German (2003) og Westerlund (2007).

4.1.3.3 Danske data

I forbindelse med EU-prosjektet LIFE-TREASURE er det blitt målt stoffkonsentrasjoner i overvann fra 3 byområder (EU LIFE-TREASURE, 2010):

- › Odense. Nedslagsfelt: Lett industri og transportvirksomheter. Andel tette flater: 0,42. I alt 22 målinger.
- › Århus. Nedslagsfelt: Blokkbebyggelse. Andel tette flater: 0,47. I alt 22-25 målinger.
- › Silkeborg. Nedslagsfelt: Boligområde + ringvei. Andel tette flater: 0,35. I alt 13 målinger.

Typiske konsentrasjonsnivåer for utvalgte stoffer i regnvann fra byflater i Danmark er angitt i PH-Consult (1989).

Det foreligger måleresultater for metaller i avrenning fra en rekke danske motorveier (i alt 4 lokaliteter). Disse er samlet referert i Miljøprosjekt Nr. 701 (Miljøstyrelsen, 2002). Målehyppigheten på hver lokalitet er imidlertid begrenset (2-12 prøver).

4.1.4 Anbefalte konsentrasjonsnivåer for fremtidige beregninger

Basert på de forhold som er beskrevet i avsnitt 4.1, er det foretatt en rekke vurderinger som samlet sett har resultert i de konsentrasjonsnivåene som er vist i tabell 4-5. Ytterlige kommentarer til stoffparametrene er gitt etter tabellen.

Tabell 4-5 Anbefalte konsentrasjonsnivåer for de valgte 4 flatetyper, jfr. tekst. For tungmetallene er det angitt hvilken stoffliste stoffet opptrer på (V = vannforskriften; P = prioritetslisten).

Stoff (enhet)	Tett by (> 50% tette flater)	Åpen by (< 50% tette flater)	Vei (ÅDT>30.000)	Vei (ÅDT<30.000)
Total N (gN m ⁻³)	2,5	1,0	1,8	0,9
Nitrat (gN m ⁻³)	1,1	0,5	0,8	0,5
Ammonium (gNm ⁻³)	0,3	0,15	0,2	0,1
Total P (gP m ⁻³)	0,25	0,15	0,25	0,15
Oppl. P (gP m ⁻³)	0,15	0,07	0,40	0,15
TSS (g m ⁻³)	100	40	150	50
COD (g m ⁻³)	55	35	80	40
Klorid (g m ⁻³)	-	-	120	120
Sulfat (g m ⁻³)	15	15	15	15
As (mg m ⁻³) (P)	4	2	4	2
Pb (mg m ⁻³) (V,P)	18	5	30	15
Cd (mg m ⁻³) (V,P)	0,30	0,10	0,5	0,2
Cu (mg m ⁻³)	20	10	50	30
Cr (mg m ⁻³) (P)	6	4	5	3
Hg (mg m ⁻³) (V,P)	0,1	0,05	0,1	0,05
Ni (mg m ⁻³) (V)	10	4	6	3
Zn (mg m ⁻³)	150	55	170	50

Spesifikke kommentarer til de angitte verdier i tabell 4-5:

- Det er få undersøkelser på innholdet av ammonium i overvann fra veier og byområder (FHWA, 1996; Alm et al., 2010; Storm Tac, 2012). I estimatene for de 4 arealtypene er det lagt til grunn foreliggende kunnskap om at nitrat og organisk bundet N normalt er de dominerende N-fraksjoner i overvann.
- Klorid: Kloridkonsentrasjonen vil være svært avhengig av vintersalting. Eksempelvis vil konsentrasjonen kunne variere fra et nivå omkring 50 g m⁻³ om sommeren til et nivå på >1000 g m⁻³ om vinteren. Oppgitt

årsmiddelkonsentrasjon gjelder for saltet 4-felts vei med åpne grøfter fratrasket bakgrunnskonsentrasjonen. Saltforbruket var 23 – 45 tonn pr km 4-feltsvei pr vintersesong.

- › Sulfat: Meget få undersøkelser har bidratt til bestemmelse av dette nivået. Det oppførte nivået er derfor tilsvarende usikkert. Det atmosfæriske bidraget må antas å være vesentlig. Det kan derfor være grunn til å anta en høyere konsentrasjon for byområder med andel tette flater > 50%.
- › As: Det foreligger bare få måleresultater og det angitte nivået er derfor tilsvarende usikkert.
- › Cu: Der det er utbredt bruk av kobbertak etc i nedslagsfeltet vil konsentrasjonen være vesentlig høyere.
- › Hg: Konsentrasjonen er vanligvis lav, men varierende. Det foreligger forholdsvis få målinger for bestemmelse av konsentrasjonsverdi.

Ovennevnte data kan benyttes ved beregning av estimater for årlig avrenning av forurensende stoffer fra by- og tettstedsflater og veier. Ønskes en detaljert beregning for en gitt lokalitet, eksempelvis i forbindelse med en gitt resipientvurdering, må det gjennomføres et lokalt måleprogram.

Videre er det avgjørende at konsentrasjonsverdiene i tabell 4-5 må forventes endres over tid bl.a. avhengig av materialbruk, den generelle samfunnsutvikling samt lovgivning. Dette forholdet er historisk sett erkjent i form av generelt reduserte konsentrasjoner. Også i fremtiden må det forventes endringer i belastningsmønsteret. Dokumentasjon på dette forutsetter godt planlagte måleprogrammer.

Det forventes at hovedparten av norske by- og tettstedsområder vil ha en andel tette flater < 50%. Erfaringsmessig vil det vanligvis bare være i sentrumsområder av byer, i områder med tett blokkbebyggelse og i visse industriområder at andelen tette flater er > 50%.

4.2 Organiske miljøgifter

I det foregående kapitlet om standardparametre og tungmetaller er det redegjort for variabiliteten i konsentrasjonsdata for overvann som er påvirket av en rekke forskjellige naturgitte og teknologiske forhold.

De samme forhold er prinsipielt gjeldende for de organiske miljøgifter, men det er likevel noen vesentlige forskjeller som betyr at beskrivelsen og vurderingen for disse stoffene må angripes anderledes.

Den vesentligste forskjellen ligger i mengden av data som er til rådighet. Veivann og andre former for overvann er gjennom lengere tid og i langt større omfang blitt undersøkt for standardparametre og tungmetaller enn tilfellet er for de organiske miljøgifter. Dette fordi det har vært samfunnsmessig oppmerksomhet omkring og

miljømessig regulering av disse stoffene i mye lengere tid og mer utbredt enn for de fleste miljøfremmede organiske stoffer.

Flertallet av de organiske miljøgiftene som gjennomgås i dette prosjektet, er hentet fra lister over prioriterte stoffer i forskrift om rammer for vannforvaltningen (A. Miljøkvalitetsstandarder for EUs prioriterte stoffer og prioritert farlige stoffer i ferskvann og kystvann og C. Miljøkvalitetsstandarder for andre EU- utvalgte stoffer) i alt 33 stoffer/stoffgrupper¹ og norske miljøvernmyndigheters liste over prioriterte miljøgifter².

Forskrift om rammer for vannforvaltningen er Norges gjennomføring av EUs vanndirektiv, Direktiv 2008/105/EC. Norge har en nasjonal målsetning om at utslipp og bruk av prioriterte miljøgifter skal kontinuerlig reduseres med det mål å stanse utslippene innen 2020. Listen over prioriterte miljøgifter omfatter 32 stoffer og stoffgrupper. Ca. 1/3 av stoffene er felles for listene og resten av stoffene står enten på den ene eller den andre listen.

Datagrunnlaget for de fleste av de organiske miljøgiftene er generelt meget spinkelt og kan derfor ikke på samme måte som tungmetaller underlegges en statistisk behandling som grunnlag for fastsettelse av standardverdier for konsentrasjoner i overvann. I stedet må det foretas en ekspertvurdering ut fra de sporadiske konkrete data for overvann som finnes kombinert med annen kunnskap om stoffenes bruk, egenskaper og spredning i miljøet.

Tungmetaller er naturlig forekommende elementer og flere av dem brukes utbredt (globalt) i metallegeringer eller til overflatebehandling av metaller etc. De forekommer derfor både som del av alminnelige konstruksjonsmaterialer, i utendørs installasjoner, kjøretøyer og veiinstallasjoner samt i atmosfærisk deponisjon. Miljøets eksponering for disse grunnstoffene og deres forbindelser må derfor anses for å være forholdsvis lik i de høyt utviklede land i den tempererte sone.

I motsetning til dette har mange av de organiske miljøgiftene spesifikke anvendelser og er typisk underlagt en annen type miljømessig regulering, deriblant begrensninger i anvendelse, enn metallene. Det vurderes derfor at det også er større geografiske og samfunnsbetingede forskjeller mellom forekomst og konsentrasjoner av organiske miljøgifter i overvann enn tilfellet er for (tung)metallene.

Siden det er ønsket at forslagene til standardverdier skal være relevante for norske forhold, er det for de organiske miljøgiftene valgt å legge betydelig vekt på å identifisere og bruke data fra Norge og de øvrige nordiske land som befolkningsmessig, kulturelt og samfunnsmessig (herunder teknologisk) må betegnes som nært beslektet. Landene har også mange likheter hva angår

¹ <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>

² <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Prioritetslisten/>

miljølovgivning i og med at Norge på mange punkter følger den miljølovgivningen og -reguleringen som er gjeldende i EU.

I Tabell 4-6 er de viktigste dataene fra nordiske undersøkelser av miljøgifter i overvann sammenstilt. Dessuten presenterer tabellen modellverktøyet StormTac's (Sverige) standardverdier for stoffene for de fire arealtypene som best svarer til den oppdelingen som benyttes i beregningsgrunnlaget i dette prosjektet. Det er identifisert flere undersøkelser enn de som er anført i tabellen, men de omfatter enten kun en enkelt måling på et eller ganske få stoffer eller vurderes på annen måte å være omfattet av de andre datakildene.

Det fremgår av tabellen at det ikke er identifisert mange norske data om organiske miljøgifter i overvann med unntak av PAH som har inngått i en rekke undersøkelser. De norske undersøkelsene relatert til overvann, har med hensyn til analyseparametre konsentrert seg om standardparametre og tungmetaller, samt til en viss grad PAH.

Det finnes også norske undersøkelser som har omfattet visse organiske miljøgifter, men i disse studiene er det vanligvis ikke analysert på selve overvannet, men på sedimentet i sandfang. De siste årene er det gjennomført flere prosjekter i større norske byer (Oslo, Bergen, Trondheim, Stavanger, Drammen, Harstad) for å identifisere og kartlegge kilder til forurensning av sedimenter i havner og fjorder deriblant fra overvann (f.eks. Bechmann et al. (2009), Bjervamoen et al. (2006), Cornelissen et al. (2008), Eidem (2012), Jartun og Pettersen (2010), Skadsheim (2011)). I disse prosjektene er det foretatt bestemmelse av tungmetaller samt de organiske miljøgiftene PCB, PAH og organiske tinnforbindelser (TBT etc). Undersøkelsene er ikke utført på selve overvannet, men i sedimentene oppsamlet i sandfangskummer. Det konkluderes i flere av undersøkelsene, at det i noen områder stadig finnes aktive kilder til tilførsel av disse stoffene til havnebassenger og marine sedimenter i Norge via overvann. Weideborg et al. (2006) har på basis av sjablongverdier anslått at 3-15 % av den samlede tilførsel av disse stoffer til havnebassenget i Oslo stammer fra overvann. Da overvannet ikke er analysert i disse undersøkelsene, har resultatene ikke vært direkte anvendelige i datagrunnlaget for denne rapporten.

Dessuten finnes et antall norske undersøkelser av veipåvirkede innsjøer, samt et antall spesialstudier av sammensetningen og effektene av tunnelvaskevann. Disse studiene er vurdert ikke å være direkte anvendelige i den aktuelle sammenhengen (sammenstillinger og vurderinger vedr. tunnelvask finnes for eksempel i Åstebøl et al., 2011, Roseth og Meland (2006), Statens vegvesen (2006) og Meland (2010), mens Bækken (2006) har undersøkt innholdet av metaller og et antall miljøgifter i snø fra kommunale gater i Oslo).

De fleste nordiske undersøkelser som omfatter et større antall organiske miljøgifter synes å være utført i Danmark. Undersøkelsen av Kjølholt et al. (1997) er den som inneholder data for det største antallet av stoffene i dette prosjektet. Men det er en begrensning i denne undersøkelsen at resultatene er mer enn 15 år gamle (dvs. det kan ha skjedd mye både teknologisk og reguleringsmessig siden da). Dessuten representerer målingene bare regnmengder opp til 5 mm, dvs. at konsentrasjonene av miljøgifter i nedbørshendelser større enn 5 mm, vil bli overestimert.

Data fra internasjonale undersøkelser av stoffer i overvann inngår f.eks. i rapporter og vurderinger som Amundsen og Roseth (2004), Lindholm (2004), Åstebøl et al. (2011) og StormTac (2012).

Tabell 4-6 Data om prioriterte organiske miljøgifter i overvann i nordiske undersøkelser. Under hvert stoffnavn er det angitt hvilken stoffliste stoffet opptrer på (V = vannforskriften; P = prioritetslisten).

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
Alaklor (V)	Ingen data		Ikke i Norge*	
	0,045	2 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,0045		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,0045		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,0045		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,0045		Sentrumsområder	StormTac2012
Aldrin (V)			Ikke i Norge*	
	<0,01-<0,2	3	Villaområder (DK)	Arnbjerg-Nielsen, 2002
Atrazin (V)			Ikke i Norge*	
	<0,02	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,031 (0,012 - 0,71)	3 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,71		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,71		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,0012		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,0012		Sentrumsområder	StormTac2012
Benzen (V)	0,058 ± 0,034	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,055 ± 0,041	5	Villaområder (DK)	
	2,03 (0,09 - 3,97)	3 ref	Uspes. dagvatten (S)	StormTac2012
	4		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	4		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,09		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,09		Sentrumsområder	StormTac2012
Bisfenol A (P)	0,15 (<0,01 - 0,57)	7	Villaområder (DK)	Arnbjerg-Nielsen, 2002
	0,015 - 0,377	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,18 - 0,32	2+3	Boligområder (by), veier, P-plasser (DK)	Nielsen et al., 2010 og 2012

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
	0,61 - 1,2	2	P-plasser i byområder (DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
Bromerte difenyletere (PBDE) (V,P)	0,011-0,057 (sum BDE)	3	Byområder, boliger, veier (DK)	Nielsen et al., 2012
	0,0002-0,0004 (enkelstoffer)	2	Byområder, veier, P- plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
	<0,0002 (enkelstoffer)	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,00025 (0,0002 - 0,0003) (enkelstoffer)	2 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,015 (sum) 0,015 0,015 0,015		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
DDT totalt 5 (V)			Ikke i Norge*	
	<0,02 (per isomer)	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
DDT , para-para' (V)	Ingen data		Ikke i Norge*	
Decametylpentasiloxan (D5) (P)	Ingen data			
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP) (V,P)	44 ± 57	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	17 ± 23	5	Villaområder (DK)	
	7,1 (1,8 - 10)	7	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
	4,0 - 19,4	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	3,0 (0,9 - 5,1)	2	Byområder, veier, P- plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
	5,7 (5,3 - 6,0)	2	P-plasser i byområder(DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
	2,7	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	<1 (1 prøve dog på 1,7) 1,6 (<1 - 5)	8 5	To boligområder i by (S) Sterkt trafikkert vei (S)	Björklund et al., 2007
	18,5 (1 - 32)	12 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,5 0,5 10		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
	10		Sentrumsområder	
Dieldrin (V)			Ikke i Norge*	
	<0,01**	3	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
1,2-Dikloretan (V,P)	36	1 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
Diklorometan (V)	Ingen data			
Diuron (V)			Ikke i Norge*	
	<0,01	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	<0,01**	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,02 (0,0134 - 0,023)	3 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,02		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,02		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,02		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,02		Sentrumsområder	StormTac2012
Dodekylfenol (P)	Ingen data			
Endosulfan (V)			I Norge frem til 1996	
	<0,01	2	Byområder, veier, P- plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
	0,02	1 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,02		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,02		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,02		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,02		Sentrumsområder	StormTac2012
	0,02			
	0,02			
	0,02			
Endrin (V)			Ikke i Norge*	
	<0,01 - <0,1	3	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
Heksaklorbenzen (V,P)	0,0069 ± 0,0051	6	Motorveier (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,016 ± 0,021	5	Villaområder(DK)	
	0,043 (0,029 - 0,104)	5 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,043		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,043		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,043		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,043		Sentrumsområder	StormTac2012
	0,043			
Heksaklorbutadien (V)	<0,1	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
				og 2008b
Heksaklor-sykloheksan (V)			Ikke i Norge*	
	<0,02 (γ-HCH, lindan)	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,1 - <0,5	3	Villaområder (DK) (lindan, γ-HCH)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
	<0,1	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,04	1 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,04 0,04 0,04 0,04		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
Isodrin (V)			Ikke i Norge*	
	<0,1 - <0,5	3	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
Isoproturon (V)			I Norge senest i 2003	
	<0,05	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,01 - 0,02	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,017 (0,0001 - 0,034)	4 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,052 0,052 0,03 0,03		Vei, 10.000 ÅDT Vej, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
Karbontetraklorid (V)	<0,05	6	Motorvej (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,05	5	Villaområde (DK)	
Klorfenvinfos (V)	Ingen data		I Norge senest i 2007	
	0,06 0,06 0,0001 0,0001		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
Klorparafiner, kortkjedete (C10-13) (V,P)	0,05 - 0,08 (inkl. LOQ) (ND - 0,03 ekskl. LOQ)	2	Byområder, veier, P- plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
Klorparafiner, mellomkjedete (C14-17) (P)	0,10 - 0,12 (inkl. LOQ)	2	Byområder, veier, P-	Nielsen et al.,

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
	(ND - 0,07 ekskl. LOQ)		plasser (DK)	2010
Klorpyrifos (V)	Ingen data		Ikke i Norge*	
Naftalen (V)	0,14 ± 0,13	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,17 ± 0,25	5	Villaområder (DK)	
	<0,05 (<0,05 - 0,29)	8	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
	0,15 (0,01 - 0,365)	6 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,12 0,13 0,06 0,06		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
Nonylfenoler (4-nonylfenol) (V,P)	0,4 - 3 0,1 - 0,9 0,04 - 0,8		Boligområder (N) Sentrumsområder (N) Næringsområder (N)	Amundsen og Roseth, 2004
	5,6 ± 5,4 5,8 ± 6,6	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,65 (0,18 - 1,2)	7	Villaområder (DK)	
	0,19 - 0,42	3	Boligområder (by), veier (DK)	Nielsen et al., 2012
	0,15 - 0,19	2	P-plasser i byområder (DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
	0,30	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,15 (<0,1 - 0,5) 0,11 (<0,1 - 0,24)	8 5	To boligområder i by (S) Sterkt trafikeret vei (S)	Björklund et al., 2007
	1,27 (0,3 - 5,8)	10 ref	Uspes. overvann (S)	
	0,3 0,3 0,25 2		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
	<0,1 (<0,1 - <0,5)	7	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
Oktylfenol 4-(1,1,3,3- tetrametylbutyl) fenol (V,P)	<0,04**	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,02	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,018 (0,014 - 0,021)	4 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,021		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
	0,021 0,021 0,021		Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
PCB (P)	0,003 (PCB7)	1	Forstadsområde (N)	Jantsch et al., 2006
	0,006	1	Sentrumsområde (N)	
	0,01-0,08	4	Boligområde (N)	
	0,02-0,18	4	Sentrumsområde (N)	
	0,01 (PCB7) 0,01 0,01 0,01		Vei, 5.000 ÅDT Vei, 30.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder (anbefalte sjablongverdier) (N)	Lindholm, 2004
	<0,005 (pr stoff) <0,005	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,01 (pr stoff)	7	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
	ca 0,001 - 0,002 (PCB7)	2	Boligområder (by), veier, P-plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
Pentaklorbenzen (V)	0,0083 ± 0,0077 0,0092 ± 0,0076	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,1	3+6	Forstadsområder (DK)	
				Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
Pentaklorfenol (V,P)	0,044 ± 0,015 0,048 ± 0,058	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,05	6	Villaområder (DK)	
	0,63	1 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,63 0,63 0,63 0,63		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
PFOA	0,0037 - 0,067	2	Byområder, veier, P-	Nielsen et al.,

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
(P)			plasser (DK)	2010
	<0,005 - 0,040	2	P-plasser i byområder (DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
PFOS- og PFOSrelaterte forbindelser (P)	<0,0003 - 0,42	2	Byområder, veier, P- plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
	<0,005 - 0,016	2	P-plasser i byområder (DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH-16)*** (V,P)	0,3 1,5 0,25 0,6		Vei, 5.000 ÅDT Vei, 30.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder (anbefalte sjablongverdier) (N)	Lindholm, 2004
	0,1 - 0,8 0,1 - 2,7 0,01 - 0,3		Boligområder (N) Sentrumsområder (N) Næringsområder (N)	Amundsen og Roseth, 2004
	1,19 (median)	28	Motorvei E6 (N)	Åstebøl, 2004
	4,2 1,2	6 5	Motorvei (DK) Villaområder (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,4	8	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
	<0,5	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,18 - 0,78	2	P-plasser i byområder (DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
	0,50	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,8	1 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,52 2,1 0,6 0,6		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
	0,01 0,04 0,1 0,1		Vei, 5.000 ÅDT Vei, 30.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder (anbefalte sjablongverdier) (N)	Lindholm, 2004
Benzo(a)pyren (V,P)	0,17 ± 0,21	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al.,

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
	0,10 ± 0,17	5	Villaområder (DK)	1997
	0,022 (<0,01 - 0,096)	8	Villaområder (DK)	Arnbjerg- Nielsen, 2002
	<0,02 - <0,1	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,01 - 0,041	2	P-plasser i byområder (DK)	Pedersen & Nielsen, 2011
	0,04	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,095 (0,01 - 0,27)	8 ref	Uspec. overvann (S)	StormTac2012
	0,02 0,06 0,05 0,1		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
Simazin (V)	Ingen data		I Norge frem til 1996	
	<0,05 - 0,067	3	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,17 - 0,069	2	Villaområder (DK)	
	<0,01 - <0,02	3+6	Forstadsområder (DK)	Madsen & Nielsen, 2008a og 2008b
	0,27 (0,0023 - 6,2)	3 refs	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
Tetrakloretylen (V,P)	0,18 ± 0,37	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	1,6 ± 0,77****	5	Villaområder (DK)	
Tributyltinn forbindelser (tributyltinn kation) (V,P)	<0,004	2	Byområder, veier, P- plasser (DK)	Nielsen et al., 2010
	0,002	18	Blandet byområde (S)	Alm et al., 2010
	0,002 (0,0012 - 0,3)	4 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,0016 0,0016 0,0016 0,0016		Vei, 10.000 ÅDT Vei, 50.000 ÅDT Villa-, rekkehusområder Sentrumsområder	StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012 StormTac2012
Trifluralin (V)	Ingen data		Ikke i Norge*	
	0,0024		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,0024		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,0024 0,0024		Villa-, rekkehusområder Sentrumsområde	StormTac2012 StormTac2012
Triklorbenzener (V,P)	<0,005	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al.,

Miljøgift (liste)	Konsentrasjon middel (intervall) (µg/l)	Antall prøver/ referanser	Arealtype, bemerkninger	Referanse
	<0,005	5	Villaområder (DK)	1997
Triklloretylen (V,P)	0,036 ± 0,027	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	0,35 ± 0,23****	5	Villaområder (DK)	
Triklormetan (kloroform) (V)	<0,1	6	Motorvei (DK)	Kjølholt et al., 1997
	<0,1	5	Villaområder (DK)	
	0,18	18	Blandet byområder (S)	Alm et al., 2010
	0,18 (0,036 - 6,6)	6 ref	Uspes. overvann (S)	StormTac2012
	0,036		Vei, 10.000 ÅDT	StormTac2012
	0,036		Vei, 50.000 ÅDT	StormTac2012
	0,13		Villa-, rekkehusområder	StormTac2012
	0,13		Sentrumsområder	StormTac2012
2,4,6-tritertbutylfenol (TTB-fenol) (P)	Ingen data			

* Ikke i Norge = ikke solgt i Norge etter 1996, jfr. mattilsynets årlige plantevernstatistikk, herunder plantevernmidler som aldri har vært på det norske markedet.

** Det er sett bort fra en enkeltverdi som betraktes som usikker

*** Data for PAH som gruppe omfatter både PAH16 og andre sum-PAH verdier basert på færre stoffer (5-9).

****Sannsynligvis pga. punktkilde (mindre industri el. renseri) i området.

I tabell 4-7 presenteres forslag til standardverdier for flertallet av de organiske miljøgifter som er gjennomgått og vurdert i dette prosjektet.

Det skal innledningsvis knyttes følgende supplerende bemerkninger til forslagene:

Ingen av pesticidene blant de 33 prioriterte stoffene har vært solgt og brukt i Norge senere enn 2007 (klorfenvinfos) og det store flertall har enten aldri vært solgt i Norge eller i hvert fall ikke så langt tilbake som Mattilsynets offentlige statistikk går (dvs. t.o.m. 1996). Utslipp av disse stoffene fra Norge må derfor anses for å være fraværende eller helt ubetydelig og i hvert fall ikke å være forårsaket av norske kilder (dvs. i gitt tilfelle atmosfærisk langtransport). Derfor er det ikke foreslått standardverdier for noen av pesticidene på listen.

Det samme vurderes å være tilfellet for et antall av de øvrige stoffene som enten ikke har vært tillatt solgt og brukt i Norge i en årrekke (eller overhodet) eller hører til industrielle produksjoner som ikke finnes i Norge. Det dreier seg om hexaklorbutadien, karbontetraklorid, pentaklorbenzen og triklorbenzener. For disse stoffene er det derfor heller ikke utarbeidet forslag til standardkonsentrasjoner.

For stoffene 1,2-dikloretan, diklormetan, kortkjedede og mellomkjedede klorparafiner, decametylpentakisoksan, dodekylfenol og 2,4,6-tritertbutylfenol er det ikke identifisert data som med rimelighet kan legges til grunn for forslag til standardkonsentrasjon for overvann.

For de øvrige stoffene er forslagene til standardverdier foretatt ut fra en ekspertvurdering basert på dataene i Tabell 4-6 i kombinasjon med annen kunnskap om stoffenes egenskaper, bruk, forekomst og spredning. Det gjøres oppmerksom på at for flertallet av stoffene er datagrunnlaget meget spinkelt og mengdeberegninger basert på de foreslåtte standardverdier bør derfor høyst betraktes som gjennomsnittlige og indikative og bør bare foretas på overordnet (nasjonalt) nivå.

Tabell 4-7 Forslag til årlige middelverdier for organiske miljøgifter i overvann i Norge (alle verdier i µg/l). Under hvert stoffnavn er det angitt hvilken stoffliste stoffet opptre på (V = vannforskriften; P = prioritetslisten).

Miljøgift	Vei <30.000 ÅDT	Vei >30.000 ÅDT	Åpen bebyggelse by	Tett bebyggelse by
Benzen (V)	0,5	1,5	0,1	0,2
Bisfenol A (P)	0,2	0,2	0,2	0,4
Bromerte difenyletere (sum) (V,P)	0,01	0,01	0,01	0,01
DEHP (V,P)	1	2	5	5
Heksaklorbenzen (V,P)	0,02	0,02	0,02	0,02
Klorparafiner, kortkjedete (C10-C13) (V,P)	0,05	0,05	0,05	0,05
Klorparafiner, mellomkjedete (P)	0,07	0,07	0,07	0,07
Naftalen ((V)	0,1	0,2	0,06	0,06
Nonylfenoler (4-nonylfenol) (V,P)	0,4	0,6	0,5	0,8
Oktylphenol (V,P)	0,02	0,02	0,02	0,02
PCB (PCB7) (P)	0,02	0,02	0,02	0,04
Pentaklorfenol (V,P) (i utslippsberegningen)	<0,05 (0,025)	<0,05 (0,025)	<0,05 (0,025)	<0,05 (0,025)
PFOA mv. (P)	0,004	0,004	0,004	0,004
PFOS mv. (P)	0,005	0,005	0,005	0,005
Polyaromatiske hydrokarboner (V,P)	0,5	1,5	0,6	0,6
Benzo(a)pyren (V,P)	0,02	0,06	0,05	0,05
Tetrakloretylen (V,P)	0,2	0,2	0,2	0,4
Tributyltinn forbindelser (V,P)	0,002	0,002	0,002	0,002
Triklloretylen (V,P)	0,04	0,04	0,04	0,08
Triklormetan (V)	0,036	0,036	0,05	0,10

Lindholm (2004) beskriver følgende observasjoner som primært baserer seg på standardparametre og tungmetaller, men som kan være relevant å overveie også i relasjon til de organiske miljøgifter:

De norske målingene har konsentrasjoner for mange av parametrene som ligger langt under de fleste svenske tallene og ennå lenger under andre lands målinger. I og med at flere uavhengige norske målinger de senere årene viser konsentrasjoner i det samme lave området, er det valgt å la dette prege anbefalingene i foreliggende rapport, selv om de svenske tallene er meget godt underbygget via omfattende måleserier gjennom mange år.

Grunner til at de svenske tallene ofte ligger høyere enn de norske kan være:

- › *Det er normalt betydelig mer nedbør i Norge enn i Sverige. Dette gir tilsvarende fortynningseffekter i middel over året.*
- › *Det er i gjennomsnitt færre personer, og dermed også aktiviteter og trafikk i Norge enn i Sverige på hver km².*
- › *Det er mindre industri og bedrifter i Norge enn i Sverige.*
- › *Sverige ligger nærmere Tyskland og Øst-Europa enn Norge og Sverige får da mer langtransporterte forurensinger via luftstrømmene.*
- › *Sverige har brukt mer kobber og forsinkede materialer som taktekkning enn Norge.*

I hvilken grad disse betraktningene også kan overføres til de organiske miljøgiftene beror på forskjellige forhold og vil variere fra stoff til stoff. Det som på et overordnet plan vil ha betydning, er trolig om den/de viktigste kilden(-e) til en bestemt miljøgift i overvann er knyttet til materialer og aktiviteter i det lokale avrenningsområdet eller om forekomsten av stoffet primært skyldes generell luftforurensning inkludert atmosfærisk langtransport.

For stoffer som tilføres med atmosfærisk nedfall, vil tilsvarende betraktninger for Norge kunne gjøres gjeldende for de organiske miljøgifter. En fortynningseffekt av generelt større nedbørsmengder i store deler av Norge sammenlignet med Sverige og Danmark vil også kunne bidra til at de gjennomsnittlige konsentrasjoner (men ikke de samlede mengder) vil være lavere.

Derimot bør forurensninger som er direkte knyttet til trafikkintensiteten være på samme nivå som tilsvarende undersøkelser i andre land. Det samme vil gjelde for miljøgifter som avgis fra belegg, konstruksjonsmaterialer og tekniske installasjoner og som renner av fra tette arealer.

De foreslåtte standardverdier tar ikke høyde for de særlige forhold som kan være knyttet til bruk av veisalt i vintermånedene, bruk av piggdekk i samme periode (ekstra avgivelse fra både dekk- og veislitasje) eller særlige aktiviteter som for eksempel tunnelvask som har større omfang i Norge enn i Sverige og Danmark.

4.3 Kilder til forurensninger i overvann

Det finns en rekke forskjellige kilder til de forurensningene som forekommer i overvann fra byflater og veier. Overordnet kan disse inndeles som følger:

Stasjonære punktkilder

Disse er utslipp fra lokale som regionale kilder, eksempelvis industrier og malte bygninger.

Overflaterelaterte kilder

Eksempelvis jordpartikler fra omgivelsene, salt fra havområder, materialer frigitt ved slitasje på veioverflater, bygningsmaterialer, korrosjonsprodukter fra tak, avrenning fra bygningsmaterialer (maling etc) samt salt brukt til vintervedlikehold.

Mobile kilder

Kjøretøyer, for eksempel korrosjonsprodukter, materialer oppstått ved slitasje, forbrenningsprodukter samt spill av transporterte varer.

Spesifikke hendelser

Eksempelvis i forbindelse med brann og uhell på veier.

Ikke lovlig utslipp

Dette sistnevnte punktet på listen av potensielle kildetyper for forurensende stoffer blir ofte oversett. Det skal imidlertid påpekes at disse kildene ikke sjeldent oppdages i forbindelse med gjennomføring av måleprogrammer. Av og til i form av enkeltstående og uvanlig høye stoffkonsentrasjoner, andre ganger som en mistanke i forbindelse med ikke forventede og forhøyede konsentrasjonsnivåer. Slike utslipp kan i et måleprogram identifiseres som både enkeltstående hendelser og som mer eller mindre konstante bidrag til stoffinnholdet i overvannet.

Tabell 4-8 og Tabell 4-9 viser en annen form for kildeangivelse, idet listen relaterer seg til de stoffer som ønskes behandlet i dette prosjektet, oppdelt i hhv. generelle parametre/metaller og organiske miljøgifter. Listen angir hva som generelt blir ansett for vesentlige kilder med fokus på overvann.

Tabell 4-8 Oversikt over typiske kilder til generelle parametre, tungmetaller og andre uorganiske stoffer i overvann.

Parameter	Typiske kilder
Total N	Gjødselprodukter. Atmosfæriske bidrag, opprinnelig fra forbrenningsmotorer etc.
Nitrat	Kilder som for total N.
Total P	Gjødselprodukter, eksempelvis i form av atmosfærisk bidrag.
Løst P	Kilder som for total P.
TSS	"Veistøv" av mange forskjellige opprinnelser (jord, bygninger, industri) bl.a. transportert via atmosfæren. Trafikkrelaterte bidrag fra dekk- og veidekkeslitasje, utslipp fra (diesel)motorer

Parameter	Typiske kilder
COD	Eksempelvis fra løvfall, vanligvis organisk stoff med lav grad av bioomsettelighet.
Klorid	Den primære kilden er salt til vintervedlikehold. I kystnære områder vil det være bidrag fra havet.
Sulfat	Atmosfærisk bidrag, opprinnelig fra forbrenning av svovelholdig brensel (kull og olje)
As	Stoffet forekommer i mange jordarter, men kilden til dets oppførsel i overvann er usikker, men man vet at brenning av fossil brensel bidrar med arsen. Tidligere også fra vegmerking og impregnering av tre.
Pb	Blyholdig bensin er i dag omtrent faset ut og bidraget er betraktelig redusert, slik at konsentrasjonsnivået i overvann nå bare er i størrelsesordenen 10-15 % av tidligere målte verdier. Det er på det nåværende nivå fortsatt bidrag fra for eksempel bildekk, smøreolje og slitasje på bremsen i kjøretøyer.
Cd	Stoffet følger i noen grad Zn. Muligens især bidrag fra bildekk.
Cu	Kobbertak (og kobberinstallasjoner) utgjør et vesentlig bidrag i de nedslagsfelt hvor de forekommer. Bidrag fra motordeler og bremsen i kjøretøyer er hovedsakelig kilde i veivann
Cr	Bidrag fra diverse deler av kjøretøyer.
Hg	Atmosfærisk transport fra diverse kilder både lokalt og regionalt.
Ni	Dieselolje er en mulighet. Smøreoljer i kjøretøyer. Diverse legeringer.
Zn	Sink brukes utbredt til galvaniserte emner i det offentlige rom, eksempelvis lyktstolper, skilter og rekkverk. Dessuten er slitasje fra bildekk en vesentlig kilde til sink i veivann

Tabell 4-9 Oversikt over typiske kilder til organiske miljøgifter i overvann (bare de miljøgifter som det er foreslått standardverdier for).

Miljøgift	Kilder
Benzen	Primært hører bensin o.a. fossile brensler og mindre komponenter i oppløsnings-/avfettingsmidler hit.
Bisfenol A	Polykarbonat bl.a. byggematerialer, plastemballasje, belegg på matvarebeholdere, termofølsomt papir
Bromerte difenyletere (sum)	Diffuse kilder til forekomst i overvann (især elektronikk, biler, bygningsisolering og polymerer)
DEHP	Mange anvendelser (PVC, fugemasse, maling, trykkfarger, bildekk) som gir et betydelig diffust bakgrunnsbidrag, men også i produkter til understellshandling av biler
Heksaklorbenzen	Neppe i bruk mer. Kan evt. forekomme som urenheter i andre klorerte kjemikalier, men i Norden trolig mest pga.

Miljøgift	Kilder
	atmosfærisk langtransport
Klorparafiner, kortkjedete (C10-C13)	Additiv til kjøle-/smøremidler i metallindustri. Neppe lenger i bruk i Norge.
Klorparafiner, mellomkjedete (C14-17)	Myknere i plast, brannhemmende midler, additiv til kjøle-/smøremidler, maling, tette- og fugemidler.
Naftalen	Tjæreprodukter inkl. asfalt, brennstoffer
Nonylphenoler (4-nonylphenol)	Maling, rengørings- og bilpleiemidler mv. i form av de tilhørende ethoxylater (NPEO) som nedbrytes til nonylphenol (NP), samt i fenoliske resiner (fenolbaserte polymerer)
Oktylphenol	Anvendelser ca. som nonylphenol, men i mindre omfang. Finnes også i bildekk.
PCB	Brukes ikke i dag, men det er rester i elektriske komponenter og gammel fugemasse og maling etc. Dessuten atmosfærisk langtransport.
Pentaklorfenol	Fungicid/biocid. Ingen anvendelse i Norge og EU. Evt. i importerte produkter (tekstiler, skinn, tre mv.)
PFOA mv.	Særlig i fremstilling av fluorente polymerer som overflatebelegg på tekstiler og gulvtepper og i slippbelegg på kokekar. Kan også finnes i bl.a. brannskum, skismøring, papir og lær.
PFOS mv.	Stabilisator/brannhemmer til tekstiler, papir etc. , tidligere mye brukt i brannskum for fett-/oljebranner
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	Oppstår særlig ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale, herunder fossile brensler, olje og ved, samt finnes i asfalt og andre tjæreprodukter. Diffuse kilder, trafikk.
Benzo(a)pyren (PAH)	PAH-stoff som ofte benyttes som indikator for PAH
Tetrakloretylen	Oppløsnings- og avfettingsmiddel (metallindustri og renserier)
Tributyltinn forbindelser	Tidligere mye brukt biocid i skipsmaling og til treimpregnering. Brukes neppe særlig mye lenger, men er meget persistent i miljøet
Triklloretylen	Oppløsnings- og avfettingsmiddel (særlig i metallindustri, men også i produkter som for eksempel lim)
Triklormetan	Oppløsningsmiddel, mellomprodukt

For mange av stoffene gjelder således at de vesentligste kildene til forekomst i overvann i dag neppe er spesifikke industrier i et lokalområde, men i høyere grad diffuse kilder i form av enten generell luftforurensning (atmosfærisk nedfall fra både nære og fjerntliggende kilder, herunder utenlandske) eller emisjoner (utslipp) og slitasje fra veitrafikk.

5 Beregnet årlig nasjonalt utslipp av prioriterte miljøgifter

Det er utført beregning av årlige forurensningsutslipp med overvann i Norge basert på metode beskrevet i kap. 3 og stoffkonsentrasjoner i kap. 4. Resultatet av beregningene er sammenstilt i tab. 5-1. Utslippsberegningen for arealtypene baserer seg på følgende forutsetninger:

- › Utslipp vei ÅDT <30 000 = veier utenfor by- og tettstedsområder (fartsgrense >50 km/t)
- › Utslipp vei ÅDT >30 000 = alle veier med ÅDT >30 000 (innenfor og utenfor by- og tettstedsområder)
- › Utslipp åpen by = utslipp fra by- og tettstedsområder med andel tette flater <50 %. Veier med ÅDT < 30 000 innenfor tettbygd strøk inngår i utslippet.
- › Utslipp tett by = utslipp fra by- og tettstedsområder med andel tette flater >50 %. Veier med ÅDT >30 000 innenfor tettbygd strøk inngår ikke i utslippsberegningen (inngår i utslipp vei ÅDT >30 000).

Utslipet fra de ulike arealtypene reflekterer arealfordelingen mellom arealtypene (tab. 3-2). Arealtypen åpen by har de største utslippene for alle stofftyper. Årlig utslipp av tungmetaller varierer fra 20 kg for kvikksølv til 22 000 kg sink. For de organiske miljøgiftene ligger de laveste årlige utslippene på 0,7 kg tributyltinn, 1,5 kg PFOA, 1,8 kg PFOS, mens de høyeste utslippene er 187 kg nonylfenoler, 221 kg PAH og 1695 kg DEHP.

Tabell 5-1. Årlig utslipp av forurensninger i overvann fra urbane overflater for Norge (kg/år). Under hvert stoffnavn er det angitt hvilken stoffliste stoffet opptrer på (V = vannforskriften; P = prioritetslisten).

Stoff	Tett by kg/år	Åpen by kg/år	Vei >30 000 kg/år	Vei<30 000 kg/år	Sum kg/år
Ammonium	5676	46749	899	3299	56623
Fosfat (løst reaktivt)	2838	21816	1797	4949	31400
Klorid	-	-	-	-	-
Nitrat	20812	155830	3595	16495	196733
Sulfat	283805	4674911	67400	494860	5520976
Suspendert Stoff (TSS)	1892030	12466429	674005	1649534	16681998
Total fosfor	4730	46749	1123	4949	57551
Total nitrogen	47301	311661	8088	29692	396741
Kjemisk oksygenforbruk, COD	1040617	10908125	359469	1319627	13627839
Arsen (P)	76	623	18	66	783
Bly (V,P)	341	1558	135	495	2529
Kadmium (V,P)	6	31	2	7	46
Kobber	378	3117	225	990	4709
Krom (P)	114	1247	22	99	1482
Kvikksølv (V,P)	1,9	15,6	0,4	1,6	19,6
Nikkel (V)	189	1247	27	99	1562
Sink	2838	17141	764	1650	22393
Benzen (V)	4	31	7	16	58
Benzo(a)pyren (V,P)	0,9	15,6	0,3	0,7	17,5
Bromerte difenyletere (V,P)	0,2	3,1	0,0	0,3	3,7
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP) (V,P)	95	1558	9	33	1695
Heksaklorbenzen (V,P)	0,4	6,2	0,09	0,6	7,3
Klorparafiner, kortkjedete (C10-13) (V,P)	0,9	15,6	0,2	1,6	18,4
Naftalen (V)	1,1	18,7	0,9	3,3	24,0
Nonylfenoler (4-nonylfenol) (V,P)	15	156	3	13	187
Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol (V,P)	0,4	6,2	0,1	0,7	7,4
Pentaklorfenol (V,P)	0,5	7,8	0,1	0,8	9,2

Stoff	Tett by kg/år	Åpen by kg/år	Vei >30 000 kg/år	Vei<30 000 kg/år	Sum kg/år
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH-16) (V,P)	11	187	7	16	221
Tetrakloretylen (V,P)	8	62	1	7	77
Tributyltinn forbindelser (V,P)	0,04	0,62	0,01	0,07	0,74
Triklloretylen (V,P)	1,5	12,5	0,2	1,3	15,5
Triklormetan (V)	1,9	15,6	0,2	1,2	18,8
Klorparafiner, mellomkjedete (C14- C17) (P)	1,3	21,8	0,3	2,3	25,8
PFOS- og PFOSrelaterte forbindelser (P)	0,09	1,56	0,02	0,16	1,84
PFOA (P)	0,08	1,25	0,02	0,13	1,47
Bisfenol A (P)	8	62	1	7	77
PCB (PCB7)	0,7	6,2	0,1	0,7	7,7

6 Kriterier for rensing av overvann

6.1 Innledning

Den prosedyren som er foreslått i kapittel 3/4 for beregning av stoffavrenning fra tette flater, er basert på typetall for en middelkonsentrasjon på årsbasis. En slik beregning kan gjennomføres for standardparametre og metaller. Som påpekt er datagrunnlaget for organiske miljøgifter spinkelt og mengdeberegninger er derfor beheftet med langt større usikkerhet. Beregningsresultatet kan indikere behov for rensing av overvann, men kan ikke benyttes i en beslutningsprosess for konkrete tiltak i en gitt situasjon.

Behovet for rensing av overvann er bestemt av følgende forhold:

- › Den aktuelle resipients følsomhet overfor en gitt belastning.
- › Den relative betydning av belastningen fra overvann i forhold til andre forurensningskilder.
- › Prioriteringen av resipientkvaliteten.

Beslutning om rensing av overvann må derfor tas på basis av lokale data og måleresultater samt en konkret vurdering av den aktuelle resipient.

6.2 Muligheter for rensing av overvann

Rensing av overvann forutsetter at de ønskede renseprosesser får foregå i den tiden som er nødvendig. Da avrenningen fra tette flater er en hurtig prosess i forhold til de fysiske, kjemiske og biologiske prosessene som styrer rensingen, forutsettes det at overvannet magasineres og dermed får en oppholdstid som er avpasset etter renseprosessenenes behov. Vanligvis skjer denne magasinering i et overflatebasseng (et vått overvannsbasseng) og på filteroverflaten i et filteranlegg. Ved anlegg av et basseng etableres det forutsetning for både tradisjonell rensing og videregående rensing av overvannet. Kort beskrevet og med bassengmagasinering som eksempel, er de to typer av rensing karakterisert ved følgende:

- › Den tradisjonelle enkle form for rensing skjer i bassenget ved sedimentasjon av partikulært materiale. Det grove partikulære materialet med en partikkelstørrelse på $> 10 - 100 \mu\text{m}$, tilbakeholder de assosierte forurensende stoffene i bunnsedimentet. Ved optimalisering av bassengets design kan graden av tilbakeholdelse av små partikler økes.
- › Den videregående rensing skjer etter oppholdet i bassenget eller etter at filtrering (sandfiltrering) har funnet sted. I motsetning til de fysiske prosessene som finner sted ved den tradisjonelle rensing foregår det ved den videregående rensingen fysisk-kjemiske, kjemiske og i visse situasjoner biologiske prosesser. En videregående rensing reduserer dermed ytterligere konsentrasjonen av de forurensende stoffene i forhold til den tradisjonelle rensing.

Vedrørende den konkrete utformingen av anlegg for rensing på de to nivåene henvises til eksempelvis Hvitved-Jacobsen et al. (2010). Det bemerkes at det i forbindelse med prosessvalg, dimensjonering og utforming i praksis vil være en glidende overgang mellom de to typene av rensetoder.

Det er med de to nevnte prosessstypene mulighet for å oppfylle forskjellige nivåer av kriterier for rensing av overvann:

- › Den tradisjonelle form for rensing vil redusere utslippet av partikulært materiale og en vesentlig del av de forurensende stoffene som i hovedsak er bundet til det partikulære materialet.
- › Den videregående rensingen vil ytterligere redusere overvannets innhold av de forurensende stoffene som forekommer som oppløste og kolloide fraksjoner. Da den biologiske aktiviteten i en resipient særlig er knyttet til disse to fraksjonene, vil en videregående rensing kunne resultere i en positiv og vesentlig resipientmessig effekt.

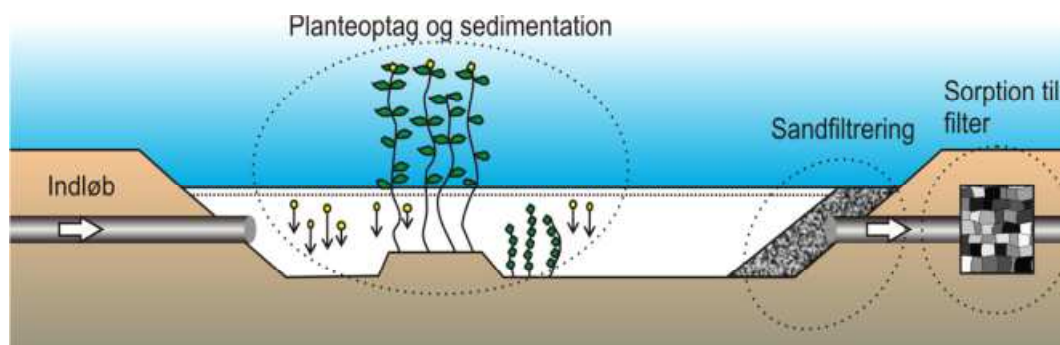
De teknologiske mulighetene for tradisjonell og videregående rensing vil i praksis være bestemmende for de tilsvarende kvalitetsmessige kriterier, som vil kunne oppfylles i forbindelse med utledning av overvann fra byer og veier. Valg av forskjellige teknologier for disse to typene, samt den konkrete dimensjoneringen vil naturligvis bestemme hvilke detaljerte kriterier som vil kunne formuleres og oppfylles. Det følgende eksempelet vil illustrere disse muligheter.

6.3 Eksempel på muligheter for rensing

Formålet med eksempelet er å illustrere mulighetene for å oppfylle forskjelligartede kvalitetsmessige kriterier ved utslipp av overvann gjennom valg av tilsvarende forskjellige nivåer av rensing.

Eksemplet er basert på resultatene fra et måleprogram som ble utført med det formål å undersøke mulighetene for i praksis å gjennomføre en videregående rensing av overvann (EU LIFE-TREASURE, 2009). Eksemplet stammer fra det undersøkte anlegget i Odense, Danmark. Skissen i figur 6-1 viser oppbyggingen av

anlegget med tradisjonelt rensedbasseng, sandfiltrering og etterfølgende filtrering gjennom skjellsand (kalsit og dolomit) som det aktive sorpsjonsmaterialet for forurensende stoffer.



Figur 6-1 Prinsippskisse av renseløsning i basseng for overvann i Odense, Danmark med beskrivelse av de sentrale deler av bassenget hvor rensesprosesser finner sted.

De oppnådde resultatene fra dette prosjektet i form av innløpskonsentrasjoner for en rekke forurensende stoffer, konsentrasjonene i bassenget etter sandfiltrering samt etter sorpsjonsfiltrering er vist i Tabell 6-1. Resultatene er angitt som middelerverdier av i alt 22 prøvetakninger utført gjennom en periode på ca. 1 år.

Tabell 6-1 Konsentrasjoner og rensesgrader for tradisjonell og videregående rensing av overvann, jfr. tekst. Legg merke til at oppførte rensesgrader er relative i forhold til det foregående rensetrinn; den samlede rensesgrad fra innløp til utløp er dermed generelt markant større.

Stoff (enhet)	Tilløp fra flater til basseng	Kons. ut av basseng (rensesgrad i prosent)	Kons. etter sandfilter (rensesgrad i prosent)	Kons. etter sorpsjon (rensesgrad i prosent)
TSS (mg L ⁻¹)	49	18 (65%)	14 (18%)	4 (72%)
Bly, Pb (µg L ⁻¹)	24,2	6,7 (72%)	0,4 (94%)	0,6 (-42%)
Kadmium, Cd (µg L ⁻¹)	0,11	0,06 (47%)	0,05 (16%)	< 0,05
Krom, Cr (µg L ⁻¹)	5,6	1,2 (78%)	<0,5	0,5
*Kobber, Cu (µg L ⁻¹)	469	200 (57%)	25 (87%)	4 (83%)
Kvikksølv, Hg (µg L ⁻¹)	0,09	0,06 (37%)	0,06 (-3%)	< 0,05
Nikkel, Ni (µg L ⁻¹)	29	12 (59%)	6 (53%)	5 (7%)
*Sink, Zn (µg L ⁻¹)	450	272 (39%)	28 (90%)	4 (85%)
ΣPAH	0,45	0,13 (72%)	0,01 (89%)	0,01 (-3%)

Stoff (enhet)	Tilløp fra flater til basseng	Kons. ut av basseng (rensegrad i prosent)	Kons. etter sandfilter (rensegrad i prosent)	Kons. etter sorpsjon (rensegrad i prosent)
($\mu\text{g L}^{-1}$)				
Tot. olje/fett (mg L^{-1})	1,7	0,3 (82%)	0,2 (48%)	0,1 (21%)
Total N (mg L^{-1})	3,29	2,22 (32%)	1,30 (41%)	1,08 (17%)
Orto-P, filt. (mg L^{-1})	0,131	0,046 (65%)	0,038 (18%)	0,006 (84%)
Total P (mg L^{-1})	0,319	0,152 (52%)	0,175 (-15%)	0,025 (86%)

* Innløpskonsentrasjonerene av Cu og delvis Zn er markant større enn forventet.

Eksemplet illustrerer hvilke kriterier i form av stoffkonsentrasjoner som vil kunne oppfylles med forskjellige typer av renseprosesser (tradisjonell og videregående). Det bemerkes at man ved sammenligning og vurdering av mulighetene bør fokusere på hvilke konsentrasjoner som er opnådd og ikke på de anførte grader av rensing i prosent. Det er en viktig erfaring at meget høye konsentrasjoner av kobber og sink vil kunne reduseres til enda lavere nivåer ved en videregående rensing. Overvannet i denne undersøkelsen hadde 10 - 40 ganger høyere konsentrasjoner av kobber og sink enn det som er normalt for byområder (kfr. tab. 4-5). Renseprosessene er dermed forutsatt at dimensjoneringen av anlegget tilpasses til det ønskede behov, ikke bare effektive ved rensing under "normale forhold", men også i forbindelse med "ekstreme forhold".

6.3.1 Konklusjon

Det kan konkluderes med at det avhengig av de kvalitetskriterier som settes til utslippet av overvann fra tette overflater i en konkret situasjon, eksisterer en vifte av rensesmuligheter som vil kunne oppfylle det aktuelle behovet.

Kravspesifikke kriterier for resipientbelastning med overvann er ikke aktuelt pga. manglende mulighet for kvalitetskontroll i praksis. Det er derfor vesentlig å oppfatte de enkelte teknologiene for rensing som en type BAT (Best Available Technology) og at valget av renseteknologi skjer i forhold til det nivået av rensing som ønskes.

6.4 Kriterier for rensing av overvann

Forurensingskomponentene i overvann kan inndeles i tre hovedgrupper:

- Næringssalter og generelt organiske stoffer
- Metaller og deres forbindelser samt klorid
- Organiske miljøgifter.

Det kan ikke gis generiske miljømessige kriterier for når rensetiltak til begrensning av tilførsler av næringsstoffer og organisk materialer med overvann bør iverksettes. En beslutning begrunnet i disse stoffene må i alle tilfeller bero på en konkret, lokal vurdering av den beregnede belastningen i forhold til den aktuelle resipientens størrelse, status og følsomhet (tålegrense).

Metaller og deres forbindelser er konservative stoffer som ikke brytes ned, men kan akkumuleres i miljøet hvis de ikke holdes tilbake ved eller nær kilden. Med de konsentrasjoner som typisk forekommer i overvann, vil det ikke være de akutte virkninger som er hovedproblemet, men risikoen for langsiktig opphoping i en konkret resipient. I en vurdering av om tiltak er nødvendige i en konkret situasjon, bør de foreslåtte typetall for metaller suppleres med konkrete målinger for å verifisere det aktuelle konsentrasjonsnivået.

Klorid utgjør et særskilt problem som det er vanskelig å sette kriterier for og håndtere i praksis da det er en belastning som ikke forekommer jevnt gjennom året, men bare periodevis i vinterhalvåret. Klorid tilbakeholdes ikke ved tradisjonelle bassengløsninger, men en viss utjevning og dermed reduksjon av "peak concentrations" kan derfor oppnås på denne måten. Øvrig innsats må skje gjennom å reduserer behovet for å benytte veisalt.

For enkelte metaller har EU fastsatt miljøkvalitetsstandarder (EQS; Environmental Quality Standard), som også er implementert i norsk miljølovgivning gjennom Vannforskriften. Dette gjelder for bly, kadmium, kvikksølv og nikkel. EQS vurderes å være et naturligt utgangspunkt for en vurdering av behovet for eventuelle rensetiltak. Bemerk at EQS for kadmium avhenger av vannets hardhetsgrad samt at EQS for metaller generelt er basert på den oppløste fraksjonen og ikke totalinnholdet. For metaller som er relevante i en konkret sammenheng, men hvor det ikke finnes en EQS (eller tilsvarende), bør en slik verdi fastsettes ut fra litteraturredata. Det bemerkes for øvrig at de foreslåtte standardverdier for bly, kadmium, kvikksølv og nikkel er noenlunde på nivå med EQS-verdiene.

Som en grov rettesnor kan det foreslås at hvis metallkonsentrasjonen er lavere enn 10 ganger EQS-verdien for den årlige gjennomsnittskonsentrasjonen (AA-EQS), er det neppe behov for særlige forurensningsbegrensende tiltak for det aktuelle metallet. Dette fordi det i mange tilfelle vil kunne oppnås en fortynning på 10 ganger innenfor en begrenset blandingssone slik at EQS kan overholdes ved grensen av sonen. I konkrete tilfeller må det alltid verifiseres om forutsetningen er oppfylt og der hensynet til resipientens tilstand og sårbarhet er ivarettatt. I rennende vann (bekker, elver) vil fortynningskapasiteten variere mye over året og dette må vektlegges i hvert tilfelle (reduert fortynning i perioder med lavvannføring). Hensynet til forurensningsbelastning i bunnsedimentet og bruksinteresser til vannforekomsten (rekreasjon, bading) vil også være viktige kriterier for vurdering av tiltaksbehov. I situasjoner der urbant overvann er en viktig utslippskilde, vil ytterligere dokumentasjon på rensebehov måtte fremskaffes. Det understrekes behovet for lokale målinger på overvann med henvisning til eksemplet i kap. 6.3 (høye konsentrasjoner av kobber og sink).

Når det gjelder de miljøfremmede organiske miljøgiftene, må utgangspunktet på samme måte være en sammenligning av de aktuelle konsentrasjonene med de

miljøkvalitetskravene som er fastsatt, enten nasjonalt eller EU's EQS-verdier jfr. EU-direktiv 2008/105/EC av 16. desember 2008. Organiske miljøgifter kan i prinsippet nedbrytes i miljøet og det kan derfor avhengig av frekvensen av utslipp, komme på tale å vurdere utslippet i forhold til EQS-verdiene for kortvarige, tidvise utslipp (MAC-EQS) som skal beskytte en resipient mot akutte toksiske effekter av kjemiske stoffer. Mange av de prioriterte stoffene er derimot langsomt nedbrytbare og kan ha potensiale for bioakkumulering og det vil her også være nødvendig å forholde seg til EQS for den kontinuerlige påvirkningen (AA-EQS).

Også når det gjelder organiske miljøgifter, vil en grov tommelfingerregel være at rensetiltak vurderes hvis konsentrasjonen i utslippet overstiger 10 ganger AA-EQS-verdien for stoffet³. Mange av stoffene på Vannforskriften/EU-direktivets liste er i de seneste 10-15 år underlagt betydelig bruksbegrensninger (evt. krav om fullstendig utfasing) og konsentrasjonsnivåene av de enkelte stoffer i overvann vurderes i de fleste tilfeller å være på nivå med eller lavere enn den tilhørende EQS.

For visse stoffer, vanligvis PAH-forbindelser, DEHP og nonylphenoler observeres det jevnlig konsentrasjoner i overvann som er høyere enn den fastsatte EQS-verdi. Dette gjelder i særlig grad der trafikkbelastningen er høy eller der det er lokale punktkilder som for eksempel bilverksteder, bussterminaler og lignende.

EQS-verdier for noen enkelte metaller og organiske miljøgifter med særlig relevans for overvann (inkl. veivann) er vist i Tabell 6-2.

Tabell 6-2 EU-kvalitetskrav (EQS) jfr. Direktiv 2008/105/EC for utvalgte prioriterte stoffer som vurderes å ha særlig relevans for overvann inkl. veivann. Det er angitt årsmiddelverdier (AA-EQS) og korttidsverdier (MAC-EQS) for både ferskvann og marine områder.

Stoff	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
Kadmium	0,08-0,25	0,45-1,5	0,2	0,45-1,5
Nikkel	20	N/A	20	N/A
Benzen	10	50	8	50
DEHP	1,3	N/A	1,3	N/A

³ Bemerk at i EU's (ECHA, 2008) veiledning om beregning av det forventede null-effekt nivået for et stoff i vannmiljøet (PNEC, som typisk svarer til EQS), fastsettes EQS for kortvarige (<24 timer) ikke-kontinuerlige utslipp ("intermittent releases"), kalt MAC-EQS, på basis av data for akutte effekter og normal anvendelse av en usikkerhetsfaktor på 100 i forhold til den mest følsomme organismen. Mens ved fastsettelse av AA-EQS ut fra samme data, benyttes en faktor 1000. Dette kan sees som et uttrykk for at det i mange tilfelle er funnet å være omkring en faktor 10 mellom nedre grense for akutte effekter og nedre grense for kroniske effekter.

Nonylphenol	0,3	2,0	0,3	2,0
<i>PAH-forbindelser:</i>				
- benzo(a)pyren	0,05	0,1	0,05	0,1
- sum, benzo(b+k)fluoranthren	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.

Overordnet vurdert vil det være sjeldent at et enkelt metall eller organisk miljøgift kan utløse beslutning om rensetiltak i forhold til overvann. Imidlertid er overvann en kompleks blanding av mange uorganiske og organiske stoffer med forskjellige karakteristika både med hensyn til spredning og oppførsel i miljøet og med hensyn til effektnivåer og toksikologiske virkningsmekanismer. Det ville derfor være ideelt også å kunne benytte toksisitetsbaserte kriterier i beslutningsprosessen.

Bruk av toksisitetsbaserte kriterier ville ha den fordelen at den samlede påvirkning av alle de tilstedeværende miljøgifter ville komme til uttrykk i motsetning til kvalitetskravene for enkeltstoffer. Omvendt er mange av de mest problematiske stoffene ikke spesielt akutt toksiske og er dermed ikke velegnet til rutinemessig effekttesting (for komplisert og dyrt) slik situasjonen er i dag.

Allikevel bør den samlede belastningen fra alle stoffene (samt hydrauliske forhold etc.) tas i betraktning i en beslutningssituasjon, men må med dagens kunnskapsnivå nok nødvendigvis foregå på en mer overordnet og kvalitativ måte basert på en ekspertvurdering i den enkelte, konkrete situasjonen.

Hvis det ikke er lokale betydelige punktkilder i et område som vurderes å ha innflytelse på kvaliteten av overvannet, vil det normalt være trafikk tettheten som spiller den største rollen for konsentrasjonsnivåene. Dessuten vil avrenningen fra tette flater i store byområder med høyt nivå av belastning fra mange kilder (atmosfærisk nedfall samt vei- og konstruksjonsmaterialer) være mer belastet enn overvann fra forstedsområder.

Lindgren og Svensson (2004) har i deres rapport "Vägdagvatten - Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärder" gitt etterfølgende forslag til kriterier for når tiltak til rensing av overvann bør overveies. Disse kriteriene er basert på en samlet ekspertvurdering av fourensingspåvirkningen (med utgangspunkt i trafikk tettheten) som beskrevet ovenfor, og de vurderes også å være relevante for norske forhold. Det bemerkes at anbefalingen i tabellen baserer seg på utslippsmengde (belastning) og ikke på nødvendigheten av tiltak i forhold til resipientens følsomhet. Utslippsmengde kan ikke oversettes direkte til et kriterie for rensbehov. I et konkret tilfelle vil resipientens mål for vannkvalitet, følsomhet og brukerinteresser være en sentrale premisser i vurderingen av tiltaksbehovet i tillegg til utslippsmengden.

Tabell 6-3 *Veiledende verdier for behov for behandling av veivann som funksjon av trafikkmengden (gjengitt fra Lindgren og Svensson, 2004).*

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. Avvattnings 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

7 Kunnskapsbehov for forurensninger i overvann

7.1 Generelle parametre og tungmetaller

Det er i flere sammenhenger påpekt at beregninger av stoffbelastning med overvann fra tette flater basert på typetall og på basis av et relativt enkelt konsept, vil være beheftet med en tilhørende usikkerhet. I særlig grad er det vesentlig å erkjenne at slike beregninger ikke er egnet til konkrete beslutninger om tiltak for utslippsreduksjon på det lokale nivået. I slike tilfeller må en beslutning baseres på mer detaljerte områdedata og en lokalt gjennomført måling av forurensende stoffer.

Beregninger som foretas på basis av typetall er imidlertid verdifulle under følgende omstendigheter:

- › Data som inngår i beregningene er basert på årsmiddelverdier for konsentrasjoner samt nedslags- og nedbørsdata som i middel vil kunne utligne forskjeller. Beregningene er derfor verdifulle når de for eksempel betraktes nasjonalt eller på regionsbasis.
- › På det lokale plan kan beregninger være nyttige til screening, eksempelvis som et utgangspunkt vedrørende omfang og behovet for lokale målinger samt utforming av måleprogram.

Det er derfor helt sentralt at det beregningsmessige datagrunnlaget konstant vedlikeholdes og aktualiseres. Det må derfor sterkt anbefales at det tidvis gjennomføres godt planlagte og intensive målinger som gjør datamaterialet fortsatt aktuelt og brukbart. Historiske erfaringer har vist at forhold vedrørende utslipp med forurensende stoffer er underlagt vesentlige endringer over tid.

I sammenheng med en slik løpende oppdatering av typetall bør et godt planlagt måleprogram omfatte alle relevante stoffer og typisk være basert på ikke mindre enn 15-20 vannføringsvektede prøvetakninger fordelt over en periode på ca. 1 år. Valget av konkrete flater bør i den grad det er mulig være tilpasset den oppdelingen av flater som benyttes ved beregningen.

7.2 Organiske miljøgifter

De samme betraktninger som er beskrevet ovenfor for generelle parametre og tungmetaller gjelder prinsippielt også for de organiske miljøgiftene.

Utgangspunktet er som det også er beskrevet i kapittel 4, imidlertid vesentlig annerledes for de organiske miljøgiftene som ikke i samme grad har inngått i undersøkelsesprogrammer for overvann som metaller og generelle parametre.

Kunnskapsbehovet er derfor mye mer grunnleggende. Det dreier seg i første omgang ikke om å vedlikeholde, oppdatere og finpusse eksisterende kunnskap, men helt grunnleggende om å få foretatt systematiske undersøkelser av de ønskede stoffene i de relevante typer av avrenningsarealer.

Siden det er tale om et betydelig antall stoffer og konsentrasjonene i overvann i alminnelighet må forventes å være lave, vil kostnadene til kjemisk karakterisering og kvantifisering være betydelige. Det er derfor særdeles viktig at undersøkelsesprogrammene planlegges og tilrettelegges grundig både med hensyn til utvelgelse av områder (arealtyper), strategi for prøvetaking (varighet, frekvens, prøvefraksjonering etc.), innretning og instrumentering av prøvetakningsstedet og omfang av generell karakterisering (til dokumentasjon av prøvenes representativitet ut fra innholdet av mer kjente parametre).

Når den grunnleggende karakterisering og kvantifisering av alle valgte miljøgifter er gjennomført, kan videre bestemmelse for eksempel av årstids-, geografiske- og nedslagsbetingede variasjoner etc. undersøkes nærmere for et mer begrenset antall miljøgifter som vurderes å kunne fungere som indikatorer.

På bakgrunn av den kjemiske karakterisering bør det også gjennomføres en mer grundig vurdering av om organiske miljøgifter overhodet og under hvilke omstendigheter, vil kunne være utslagsgivende for en beslutning og gjennomføring av tiltak for begrensning av forurensning fra overvann.

7.3 Utslipp til lokale resipienter

På det lokale plan vil det være interessant å fremskaffe dokumentasjon på utslippet med overvann til lokale resipienter som ledd i å identifisere bidraget fra ulike kilder og behovet for rensetiltak. Som det er fremhevet tidligere bør dokumentasjon på utslipp til lokale resipienter baseres på lokale undersøkelser. Slike undersøkelser skal både avdekke utslippsnivået og påvise eventuelle viktige utslippskilder.

Et måleprogram som utelukkende skal bestemme utslippet til en lokal resipient vil kunne begrenses til å omfatte de viktigste avrenningsarealene og til å omfatte de parametre som er av interesse for resipienten. Et slikt program bør omfatte minst 7 – 8 vannføringsvektede prøvetakinger i sommerhalvåret (april – oktober). Hvis avrenningen fra snøsmelting anses å være viktig, bør måleprogrammet suppleres med 2-3 prøvetakinger i denne perioden. Målingene bør omfatte avrenningen fra sammensatte arealer og fra antatt særlig forurensende arealer. Sistnevnte arealer kan være industri-/næringsområder, godsterminaler, høytrafikkerte veier etc. Det potensielle utslippet og ressursinnsatsen for undersøkelser på slike arealer må

vurderes i forhold til den relative størrelsen på arealene i forhold til de totale urbane arealene.

Når det gjelder standardparametre og tungmetaller kan det med henvisning til tab. 4-5, antas at målte parametre vil ligge i et intervall rundt anbefalte konsentrasjonstall som ikke overskrider 2 ganger den oppgitte verdi. Observeres det overskridelser utover dette nivået, er det grunn til å anta at årsaken enten er et uhell i nedbørfeltet, ulovlige utslipp eller en type arealbruk/kilde som medfører særlig høye utslipp som eksponeres for nedbør. En kildesporing i nedbørfeltet vil med kjennskap til det aktuelle stoffets mulig opprinnelse kunne avdekke utslippskilden.

Målinger på avrenningen fra ulike spesifikke areal typer (-bruk) vil være nyttig for å avdekke variasjoner i utslippsnivåer for å kunne fastslå arealtypenes bidrag til det samlede utslippet til resipienten. Dette vil være et nødvendig grunnlag for å analysere hvor man vil ha størst effekt av forurensningsbegrensende tiltak. Slike tiltak kan være restriksjoner på aktiviteter som i særlig grad tilfører overvannet forurensninger eller tiltak for å rense overvannet.

Det vises for øvrig til det som er skrevet generelt om de ulike kildenes betydning i kap. 4.3 og 6.4

8 Referanser

- 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.
- Bechmann, P. et al. (2000). Kartlegging og identifisering av forurensningskilder i Nidelva nedre løp og Nyhavna i Trondheim. Rapport 2009.012 fra Norges geologiske undersøkelse, NGU.
- Bjervamoen, S.G. et al. (2006). Spredning av miljøgifter fra tetteflater i Trondheim. Rapport nr. 2006.024 fra Norges geologiske undersøkelse, NGU.
- Björklund, K., Malmqvist, P.-E. og Strömwall, 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.
- Bækken, T. (2006). Forurensset snø i kommunale gater i Oslo 2006. NIVA Oslo. Notat til Samferdselsetaten i Oslo kommune.
- Cornelissen, G., Pettersen, A., Nesse, E., Eek, E., Helland, A., Breedveld, G.D. (2008). The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities. Marine Pollution Bulletin 56 (2008) 565-573.
- Eidem, B. (2012). Spredning av forurensning fra land til havnebasseng i Stavanger havn. Masteroppgave, NTNU, Trondheim.

Burton, G.A. and R.E. Pitt (2001), Stormwater Effects Handbook – a toolbox for watershed managers, scientists and engineers, Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp 911.

ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose (concentration) - response for environment, Section R.10.3, Aquatic compartment (pp. 17-29). European Chemicals Agency (ECHA), Helsinki, Finland.

EU LIFE-TREASURE (2009), Funktion, Dimensionering og Drift af Våde Bassiner for Videregående Rensning af Afstrømmet Regnvand i Byer – Teknisk Vejledning, Rapport fra EU LIFE-TREASURE projektet: EU LIFE2006 ENV/DK/229-TREASURE, pp 48.

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.

FHWA (1988), Evaluation of Pollutant Impacts from Highway Stormwater Runoff, US Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington DC, Report FHWA/RD-88/006.

German, J. (2003), Reducing Stormwater Pollution – performance of retention ponds and street sweeping, PhD dissertation, Department of Water Environment Transport, Chalmers University of Technology, Sweden.

Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F. og Rygg, B. 2003. "Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslofjorden". NIVA-rapport 4742-2003. Oslo.

Hvitved-Jacobsen, T., J. Vollertsen and A.H. Nielsen (2010), Urban and Highway Stormwater Pollution – Concepts and Engineering, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp 347.

Jantsch, T.G., Lindholm, O., Hult, F., Strand, K.R. (2006). Forekomst av organiske miljøgifter i overvann. Vann, Nr. 1, 2006, pp. 305-319.

Jartun, M, Pettersen, A. (2010). Contaminants in urban runoff to Norwegian fjords. J. Soils Sediments (2010) 10:155-161. Springer.

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.

KLIF (2011). Prioriterte miljøgifter: Nasjonale utslipp - Status 2009. Rapport TA2874, 2011 fra Klima- og Forurensningsdirektoratet (KLIF).

Lindgren, Å. (2001), Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor, Vägverket, Publikation 2001:114.

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

Lindholm, O. (2004). "Miljøgifter i overvann fra tette flater". NIVA-rapport 4775-2004.

Lindholm, O. (2012). Miljøgiftprosjektet Indre Oslofjord, kommunale kilder.

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

Miljøstyrelsen (2002), Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af Npo og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 701, pp 78.

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

Nielsen, U. et al. (2010): WP3 Innovative Approaches to Chemicals Controls of Hazardous Substances - Results from chemical analysis, acute and chronic toxicity tests in Case Studies, Danish National Report. COHIBA Report No. 3, 2010.

Nielsen, U. et al. (2012). WP5 Management Measures. Copenhagen Case Study on Hazardous Substances. COHIBA Report No. 5, 2012.

Pedersen, B.M., Nielsen, U. (2011). Måleprogram for regnvand fra parkeringsarealer - Karakterisering af regnvand. Rapport udarbejdet af DHI for Lynettefællesskabet I/S. August 2011.

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

Pitt, R.E. and A. Maestre (2005), Stormwater quality as described in the National Stormwater Quality Database (NSQD), Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, Denmark, August 21-26, 2005, pp 8.

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

Skadsheim, A. (2012). Datarapport. Forurensningstransport fra land til sjø med overvann: målinger i sandfangskumer nær sjø, Stavanger i 2011. Stavanger kommune 2012.04.10.

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

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

StormTac (2012). www.stormtac.com/Model.php.

Weideborg, M., Storhaug, R., Henninge, L.B. (2006). Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo indre havn. Aquateam for Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Aquateam Rapport nr. 05-054. 65 pp.

USEPA (1983), Results of the Nationwide Urban Runoff Program, Volume I – Final Report, Water Planning Division, US Environmental Protection Agency, NTIS No. PB 84-185552, Washington, D.C., USA.

USEPA (1991), Urban Storm Water Runoff and Ground-water Quality #90-2304, US Environmental Protection Agency, EPA 101/F-90/046.

Westerlund C. (2007), Road Runoff Quality in Cold Climates, PhD dissertation, Department of Civil, Mining and Environmental Engineering, Luleå University of Technology, Sweden.

Åstebøl, S.O., Pedersen, P.A., Røhr, P.K., Fostad, O. og Soldal, O. (1996). Effekter av veisalting på jord, vann og vegetasjon. Statens vegvesen, MITRA nr 05/96, Sammendragsrapport.

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

Åstebøl, S.O., Hvitved-Jacobsen, T., Kjølholt, J. (2011). NORWAT Nordic Road Water. Veg og vannforurensning - en litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. VD Rapport Nr. 46, 2011. Statens vegvesen.

9 Vedlegg; Skandinaviske data for overvann fra byområder og veier

Nedenfor gjengis utvalgte data fra norske, svenske og danske undersøkelser for generelle parametre og tungmetaller.

9.1 Norske data

Årsmiddelverdier basert på i alt 28 prøver av stoffkonsentrasjoner i regnvannsavrenning ved motorveikrysset E6 Skullerud, i Oslo (Åstebøl og Coward, 2004).

Stoff (enhet)	Årsmiddelverdi av konsentrasjon
TSS (g m ⁻³)	280
Total N (g m ⁻³)	1,5
Total P (g m ⁻³)	0,67
Løst P (g m ⁻³)	0,39
Pb (mg m ⁻³)	17
Cd (mg m ⁻³)	0,21
Cu (mg m ⁻³)	86
Zn (mg m ⁻³)	270

Lindholm (2004): Forslag til sjablong-konsentrasjoner i overvann fra tette flater og overløpsvann (µg/l).

Utslippskilde	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
Sentrumsområder	0,5	5	30	0,1	10	20	140	0,6	0,1	0,01
Bolig- Villaområder	0,15	4	10	0,05	6	4	30	0,2	0,1	0,01
Bolig- Rekkehus	0,20	5	15	0,05	7	5	40	0,25	0,1	0,01
Bolig-Blokkbebyggelse	0,25	6	20	0,05	9	7	45	0,6	0,1	0,01
Næringsområder	0,5	5	30	0,1	10	20	140	0,6	0,1	0,01
Veier 5000 kj/d	0,25	1	38	0,1	1,2	13,5	62	0,3	0,01	0,01
Veier 30000 kj/d	0,44	5	72	0,1	4,4	31	197	1,5	0,04	0,01
Overløpsvann	1	8	100	0,25	10	15	140	0,5	0,1	0,01

Effekter av veisalting på overvann fra veianlegg:

Data fra kontinuerlige avrennings- og saltmålinger for perioden 1993 – 1995 på E6 Korsegården i Ås kommune (Akershus) finnes i Åstebøl et al. (1996).

9.2 Svenske data

Vedrørende såkalte ”riktvärden för dagvatten” samt ”schablonvärden” (Storm Tac, version 2010-03) henvises til tabellene 2 og 3 i Alm et al. (2010).

En lang rekke svenske undersøkelser, eksempelvis Lindgren (2001), har bidratt til den kunnskapen som fremgår av ovennevnte datasamling.

German (2003), jfr. tabel 6 og 7, angir innløpskonsentrasjoner til 2 våte overvannsbassenger.

Camilla Westerlund (2007) viser data, tabel 2.1 og 2.3, vedrørende avrenning fra byområder og veier med henvisning til Lindgren (2001).

9.3 Danske data

Etterfølgende tabeller 3-5 vedrørende overvannsavrenning fra byområder i Odense, Århus og Silkeborg stammer fra EU LIFE-TREASURE (2010).

Tabell 3. Data fra innløpet til bassenget i Odense basert på analyserte prøver, jfr. tekst.

Stoff (enhet)	Antall målinger	Middel-verdi, flow-vektet	Media n-verdi	25% fraktil	75% fraktil	Antall målinger >deteksjons-grensen
TSS (mg L ⁻¹)	22	39	36	18	63	22
Bly, Pb (µg L ⁻¹)	22	18,7	18,0	4,2	24,5	22
Kadmium, Cd (µg L ⁻¹)	22	0,094	0,096	0,065	0,155	17
Krom, Cr (µg L ⁻¹)	22	4,7	5,2	2,4	7,2	22
Kobber, Cu (µg L ⁻¹)	22	310	155	48	423	22
Kvikk-sølv, Hg (µg L ⁻¹)	22	0,106	-	-	-	4
Nikkel, Ni (µg L ⁻¹)	22	17,8	13,5	3,5	29,3	22
Sink, Zn (µg L ⁻¹)	22	324	290	150	445	22
ΣPAH (µg L ⁻¹)	16	0,25	0,11	0,005	0,808	10
Tot. olje/fett (mg L ⁻¹)	21	1,30	1,2	0,6	2,3	20
Total N (mg L ⁻¹)	22	2,80	3,0	2,3	3,6	22
Ortho-P, filt. (mg L ⁻¹)	22	0,13	0,066	0,054	0,14	22
Total P (mg L ⁻¹)	22	0,27	0,24	0,18	0,31	22

Tabell 4. Data fra innløpet til bassenget i Århus basert på analyserte prøver, jfr. tekst.

Stoff (enhet)	Antall målinger	Middel-verdi, flowvektet	Median-verdi	25% fraktil	75% fraktil	Antall målinger >deteksjons-grensen
TSS (mg L ⁻¹)	22	55	45	25	71	22
Jern, Fe (mg L ⁻¹)	22	1,8	1,5	1,0	1,9	22
Bly, Pb (µg L ⁻¹)	25	5,2	3,5	2,3	5,5	25
Kadmium,	25	0,063	0,025	0,025	0,038	13

Stoff (enhet)	Antall målinger	Middel- verdi, flowvektet	Median- verdi	25% fraktil	75% fraktil	Antall målinger >deteksjons- grensen
Cd ($\mu\text{g L}^{-1}$)						
Krom, Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$)	25	5,1	4,3	2,5	5,9	25
Kobber, Cu ($\mu\text{g L}^{-1}$)	25	21,2	16,0	13,5	21	24
Kvikksølv, Hg ($\mu\text{g L}^{-1}$)	25	0,12	-	-	-	5
Nikkel, Ni ($\mu\text{g L}^{-1}$)	25	6,1	2,7	1,9	5,6	25
Sink, Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	25	179	99	81	133	25
ΣPAH ($\mu\text{g L}^{-1}$)	15	0,35	0,15	0,032	0,60	12
Tot. olje/fett (mg L^{-1})	22	1,17	0,84	0,61	1,3	18
Total N (mg L^{-1})	22	2,2	2,2	1,9	2,8	22
Ortho-P, filt. (mg L^{-1})	22	0,13	0,11	0,068	0,19	22
Total P (mg L^{-1})	22	0,28	0,23	0,18	0,35	22

Tabell 5. Data fra innløpet til bassenget i Silkeborg basert på analyserte prøver, jfr. tekst.

Stoff (enhet)	Antall målinger	Middel- verdi, flowvektet	Median- verdi	25% fraktil	75% fraktil	Antall målinger >deteksjons- grensen
TSS (mg L^{-1})	13	43	23	21	28	13
Bly, Pb ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13	6,3	3,8	2,9	6,2	13
Kadmium, Cd ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13	0,067	0,052	0,025	0,081	7
Krom, Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13	2,9	2,1	0,9	3,7	12
Kobber, Cu ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13	14,7	16,0	9,4	19	13
Kvikksølv, Hg ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13	2,1	0,063	0,025	0,094	7
Nikkel, Ni	13	10,9	9,1	7,8	11,0	13

Stoff (enhet)	Antall målinger	Middel-verdi, flowvektet	Median-verdi	25% fraktil	75% fraktil	Antall målinger >deteksjons-grensen
($\mu\text{g L}^{-1}$)						
Sink, Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	13	107	120	98	130	13
Aluminium, Al (mg L^{-1})*	10	0,58	0,59	0,40	0,67	10
Total N (mg L^{-1})	13	1,58	1,50	1,0	2,1	13
Ortho-P, filt. (mg L^{-1})	13	0,037	0,011	0,0025	0,040	8
Total P (mg L^{-1})	13	0,14	0,10	0,079	0,17	13

Målinger av metaller i avrenning fra en rekke danske motorveier (i alt 4 lokaliteter) er referert samlet i Miljøprosjekt Nr. 701 (Miljøstyrelsen 2002). Målehyppigheten på den enkelte lokalitet er forholdsvis begrenset (2-12 prøver).

Typiske konsentrasjonsnivåer for utvalgte stoffer i overvannsavrenning fra byområder i Danmark (PH-Consult, 1989).

Stoff (enhet)	Typisk konsentrasjonsintervall
TSS (g m^{-3})	30 – 100
COD (g m^{-3})	40 – 60
Total N (g m^{-3})	2
Total P (g m^{-3})	0,5
Zn (mg m^{-3})	300 – 500
Cu (mg m^{-3})	5 – 40
Cd (mg m^{-3})	0,5 – 4

10 Vedlegg: Veidata fra Vegdatabanken

Kommentar til etterfølgende tabell:

Riks- og fylkesveier inngår i datagrunnlaget. Kommunale veier inngår ikke.
Innenfor tettbygd strøk: Fartsgrense ≤ 50 km/t. Utenfor tettbygd strøk:
Fartsgrense > 50 km/t. Alle tall er oppgitt i meter og kvadratmeter. Har brukt
dekkebredde for å beregne areal. Det mangler en del data (lengder) ved uttak av
veibredde i databasen. I disse tilfellene er det blitt brukt et gjennomsnitt av
dekkebredda for å regne ut manglende areal. Det manglar også en del
tunnelbredder. Her er det satt inn ca-verdier.

	Lengde	Areal	Lengde	Areal	Lengde	Areal	Lengde	Areal	Lengde	Areal	Lengde	Areal	Lengde	Areal	Lengde	Areal
	Utafor tunnel		I tunnel		Utafor tunnel		I tunnel		Utafor tunnel		I tunnel		Utafor tunnel		I tunnel	
	Innafor tettbygd strøk				Utafor tettbygd strøk				Innafor tettbygd strøk				Utafor tettbygd strøk			
Fylke	ÅDT 3 000 - 30 000								ÅDT > 30 000							
Østfold	90337	683757	434	4123	382036	3155305	4372	33540	0	0	0	0	15884	343026	0	0
Akershus	195810	1429847	1663	11641	533223	4387418	23632	178085	175	2925	0	0	71107	1842922	20608	148626
Oslo	16941	171832	2853	21455	61294	570068	7750	55750	891	16029	0	0	37597	930967	15899	166410
Hedmark	64591	496162	0	0	377764	3043112	798	5711	0	0	0	0	0	0	0	0
Oppland	60122	461439	543	3858	412135	3437966	2699	19338	0	0	0	0	0	0	0	0
Buskerud	118854	818355	621	5589	554294	4163844	17401	159062	0	0	0	0	13019	313985	1622	13435
Vestfold	119733	856480	235	1763	328124	2525969	25346	178367	275	3955	0	0	0	0	0	0
Telemark	59270	436425	0	0	273821	2210225	8929	77286	0	0	0	0	0	0	0	0
Aust-Agder	53881	387698	1251	7594	186650	1580010	14470	133444	0	0	0	0	0	0	0	0
Vest-Agder	73362	543490	935	3621	214664	1680302	23658	170432	86	1800	0	0	3362	60930	0	0
Rogaland	201165	1467069	2706	18868	421110	3142848	14113	117442	728	11243	0	0	13525	203257	719	5393
Hordaland	245106	1998583	1489	10876	423993	3472373	64773	473264	1522	36851	0	0	10927	313398	13270	89711
Sogn og Fjordane	27263	191734	0	0	65551	465359	763	4549	0	0	0	0	0	0	0	0
Møre og Romsdal	89037	657222	679	4581	225562	1698703	14619	115511	0	0	0	0	0	0	0	0
Sør-Trøndelag	79842	699725	812	5684	250201	2064202	20825	154267	0	0	0	0	8535	160755	0	0
Nord-Trøndelag	30851	231363	0	0	187363	1545205	3017	19142	0	0	0	0	0	0	0	0
Nordland	36261	294718	155	1007	224395	1688890	4081	27889	0	0	0	0	0	0	0	0
Troms	37726	297901	1603	11329	150267	1206865	11949	78396	0	0	0	0	0	0	0	0
Finnmark	34597	243718	0	0	11724	83255	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

