

NIVA



RAPPORT LNR 4775 - 2004

Miljøgifter i overvann fra tette flater

Litteraturstudie

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljøgifter i overvann fra tette flater	Løpenr. (for bestilling) 4775-2004	Dato 16.01.2004
	Prosjektnr. Udemnr. O-23058	Sider Pris 42 100
Forfatter(e) Oddvar Lindholm	Fagområde Vann- og avløpsteknikk	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensingstilsyn	Oppdragsreferanse Per Antonsen og Simon Haraldsen
--	---

<p>Sammendrag</p> <p>Prosjekter hvor målinger av miljøgifter i overvann har gitt relevante resultater er gjennomgått og sortert i forhold til type tette flater som er undersøkt. Norske og internasjonale prosjekter som er gjennomført fra 1970-tallet og opp til i dag er med i rapporten. Det har vært en betydelig utvikling i konsentrasjonsnivåene i løpet av de siste 30 år. Konsentrasjonsnivåene er også sterkt avhengig av hvilke typer tette flater det er målt på. Det er foreslått et sett med sjablongverdier for norske forhold som tenkes brukt ved grove beregninger. Videre har man vurdert ulike metoder for beregning av årlige volumavstrømninger av overvann, hvorav en er vurdert som brukbar for beregning for urbane overflater. Det er også gjort en sammenstilling av noen data om miljøgiftkonsentrasjoner inn og ut av norske avløpsrensaneanlegg.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Overvann 2. Tette flater 3. Miljøgifter 4. Vannmengder 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Storm runoff 2. Impermable surfaces 3. Pollution 4. Discharges
---	---

Oddvar Lindholm
Prosjektleder

Helge Liltved
Forskningsleder
ISBN 82-577-4451-4

Nils Roar Sælthun
Avdelingsdirektør

Miljøgifter i overvann fra tette flater

En litteraturstudie

Forord

I forbindelse med SFTs og fylkesmennenes prosjekter for opprydning i forurensede fjordsedimenter, er det bestemt at en beregning av miljøgiftutslippene fra ulike kilder skal inngå som fase 1 i alle de enkelte opprydningsprosjektene. Overvannsavrenning fra tette flater er en av kildene til disse miljøgiftene. Det er et meget tidkrevende og kostbart arbeid som måtte gjennomføres dersom man ville *måle* seg frem til representative data for alle typer tette flater. Det ligger dessuten mye arbeid i det å finne frem til relevante litteraturdata for miljøgifter fra tette urbane flater. Det er derfor en stor fordel at *en* metodikk for beregning av stoffmengdene utvikles sentralt og ikke av hver enkelt fylkesmann. Fylkesmannens miljøvernavdeling er ansvarlig koordinerende myndighet for de enkelte opprydningsprosjektene i sine respektive fylker.

Målet for prosjektet har vært å utvikle og anbefale en konkret fremgangsmåte for beregning av tungmetaller og organiske miljøgifter som tilføres fra urbane tette flater. Metoden skal være enkel og ikke for arbeidskrevende, samtidig som resultatene må være så gode at senere beslutninger kan tas på et godt nok grunnlag.

De parametere som inkluderes i metodikken er kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn) og PAH. I den grad det har vært mulig å finne troverdige referanser, er PCB, og benso(a)pyren (BaP) også inkludert.

I tillegg til å foreslå et sett med konsentrasjoner er det foreslått en metode for beregning av årlige mengder overvann fra tette flater.

Rapporten er utarbeidet av Oddvar Lindholm for Norsk Institutt for Vannforskning. Prosjektet er initiert og styrt av overingeniør Simon Haraldsen hos Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Kontaktperson i SFT har vært prosjektmedarbeider Per Antonsen.

Oslo 15 januar 2004

Oddvar Lindholm

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	6
Summary	8
1. Bakgrunn og innledning.....	9
2. Konsentrasjoner av miljøgifter i overvann.....	11
3. Konsentrasjoner av miljøgifter i avløpsvann	22
4. Forslag til sjablongverdier for miljøgifter.....	26
5. Diskusjon om miljøgiftkonsentrasjoner.....	27
6. Midlere årlige nedbørmengder.....	28
7. Volumavrenningsmetode med tettflateareal	30
8. Volumavrenningsmetode med hele arealet.....	32
9. Diskusjon av beregning av overvannsmengder	37
10. Utslipp fra avløpsrenseanlegg og overløp.....	38
11. Referanser	39

Sammendrag

Første del av rapporten tar for seg konsentrasjoner av miljøgifter i overvann fra tette flater. Dette skriver seg fra en oppbygging på de urbane overflatene i tørrværsperioder via atmosfærisk nedfall, korrosjon av materialer fra bygninger, slitasje av vegdekker og bremsebelegg på kjøretøyer, etc. Ved nedbør spyles dette oppbygde materialet løs og transporteres til vannforekomstene via ulike veger. Både de mest aktuelle tungmetallene, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benso(a)pyren (BaP) er blant de parametere som man har fått referanser på.

Prosjektet er gjennomført for å kunne være en basis for valg av miljøgiftkonsentrasjoner i et SFT-initiert program for opprydning i forurensede fjordsedimenter. Fase 1 i dette opprydningsprogrammet er å beregne miljøgiftutslippene til de forurensede fjordavsnittene, fordelt på ulike kilder. En av disse kildene er avstrømning fra tette flater.

På basis av de funn som er gjort via prosjektrapporter, proceedings fra vitenskapelige konferanser, artikler i vitenskapelige tidsskrifter, fagbøker og Internett, er sammenstillinger av det mest relevante materialet presentert i tabellform. Ved sammenligninger av de ulike prosjektdata er følgende tabell for anbefalte verdier for norske forhold satt opp.

Forslag til sjablong-konsentrasjoner i overvann fra tette flater og overløpsvann ($\mu\text{g/l}$)

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
Veger 5000 kj/d	0,25	1	38	0,1	1,2	13,5	62	0,3	0,01	0,01
Veger 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

Det er påvist betydelige tidstrender de siste 30 år for konsentrasjoner av de fleste miljøgifter i overvann. Mest påfallende er den svært store reduksjonen i bly. Dette skyldes at blytilsetningene i bensin nærmest er tatt helt slutt i Norge.

De data man finner fra prosjekter på målinger i overvann viser meget store variasjoner. Dette skyldes at tidspunktet for målingene og de lokale forhold slår sterkt inn. Ved utvelgelsen av de anbefalte verdier i tabellen ovenfor, har man tillagt norske målinger stor vekt. Fordi det er gjort få målinger i Norge har man også tillagt svenske data en viss vekt. Dette er fordi de svenske målingene er gjort i stort omfang, over lang tid og de er meget grundig dokumentert. Noen danske målinger og ikke-nordiske målinger er også sett på som en slags bakgrunn ved fastsettelsen av de anbefalte verdier, men de er tillagt mindre vekt.

Dataene fra prosjektene er sortert i mange tabeller. Dette er tabeller for sentrumsområder, blokkområder, rekkehusområder, villaområder, næringsområder og veger. Siste del av rapporten tar for seg beregningsmetoder for avrenning av overvann fra tette flater.

Det er trukket frem to metoder for beregning av avrent overvannsmengde pr. år. Det er A) bruk av tette flaters areal direkte:

Den avstrømmede overvannsmengden er:

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

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over et middelår i m^3

a = andelen deltagende aktive tette flater som dreneres til overvannssystemet. (En del tette flater drenerer direkte ut på permeable felter. For eksempel avløp fra hustak som går direkte ut i egen have.)

A = Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m^2 .

P = Total nedbør over et middelår. (mm)

b = Totalt tap av vann p.g.a. fordampning. (mm). For områder med stor helning > 1,5 % kan man bruke b =ca. 50 mm, og for flatere områder b =ca. 100 mm

Dersom man ikke har arealet av de tette flatene, kan man vurdere å benytte arealet for hele avrenningsområdet og bruke tabellen under. Den foreslår en tallverdi for andel tette flater i ulike typeområder. Det er imidlertid forbundet med stor unøyaktighet å bruke *hele* områdearealet og multiplisere denne med tettflateandelen.

Tabellen under viser de verdier vi foreslår for andel tette flater og andel deltagende flater av de tette flatene. Begge deler er vist i forhold til ulike typeområder.

Type område	Tette flater i % av totalt areal	Andel deltagende tette flater (a)
Villa / eneboliger	10-20	0,55
Rekkehus	20-40	0,6
Blokk	40-50	0,65
Sentrums-områder	80-90	0,9
Veger	100	Vurderes lokalt

Metode B) går ut på å ikke bruke tette flaters areal i det hele tatt, men å bruke hele områdets areal og en volumavrenningskoeffisient (c) for denne. Tabell 4.3 har ulike forslag på verdier for denne. Avrenningen blir da etter metode B:

$$Q_{\text{år}} = c \times A_{\text{område}} \times P \times 10^{-3}$$

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over et middelår i m^3

c = volumavrenningskoeffisient på årsbasis

$A_{\text{område}}$ = Avrenningsområdets totale areal i m^2 .

P = Total nedbør over et middelår. (mm)

Metode B vil normalt gi for høy årlig avrenning fordi også de permeable flatene kan gi avrenning ved meget intense eller meget langvarige regn.

Av de to metodene bør man bruke den førstnevnte metode A med tette flater direkte.

For å finne stoffavstrømningen multipliserer man konsentrasjonen med avrenningsvolumet. Dersom man bruker dimensjonen $\mu g/l$ for miljøgiftkonsentrasjon og multipliserer med antall millioner m^3 overvann pr. år, får man miljøgiftutslippet direkte i $kg/\text{år}$.

Summary

Relevant projects on measurements of toxic elements in storm runoff have been reviewed. Concentrations have been sorted in accordance to the type of the impermeable surface looked upon. The concentration levels have changed drastically the last 30 years and are very influenced by the activities of the surfaces. Standard values meant for Norwegian conditions are proposed. Relevant projects on how to calculate the annual volume of the storm runoff and storm runoff coefficients are also investigated. Based on this work two methods for calculation of the annual storm runoff discharge are evaluated.

1. Bakgrunn og innledning

Bidraget av tungmetaller og organiske miljøgifter fra tette flater i urbane områder er ganske betydelig. Disse miljøgiftene bygger seg opp i tørrværsperioder fra kilder som atmosfærisk nedfall, avgasser fra kjøretøy og maskiner, fyring og forbrenning av organisk stoff, nedslitning og korrosjon av produkter fra kjøretøy, bygninger, vegdekker og andre konstruksjoner, samt rester fra produkter. Biltrafikken representerer en særlig stor kilde og bidragene herfra kommer fra forbrenning av drivstoffet, slitasje av bremsebelegget, slitasje av dekk og veibane og korrosjon av komponenter på bilen.

Når avrenning fra overflatene skjer p.g.a. nedbør eller snøsmelting spyles de avsatte stoffene ned i overvannsledninger eller kombinerte fellesavløpssystemledninger. Konsentrasjonen av en enkelt parameter kan være sterkt preget av den lokale situasjonen i det aktuelle feltet. Dersom man for eksempel har en stor andel takflater av kobber, vil innholdet av kobber bli større enn normalt, o.s.v.

Miljøgiftene fra de tette flatene når vannforekomstene i hovedsak via tre veier. Dette er:

- Direkte utløp fra overvannsledningene i separatavløpssystemene.
- Utslipp fra overløp i fellesavløpssystemer.
- Utslipp fra avløpsrensaneanleggene når disse også betjener fellesavløpssystemer.

For å finne de totale miljøgiftutslippene som er generert av de tette flater må derfor alle tre bidragene regnes med. Fra overløp og rensaneanlegg kommer det imidlertid også bidrag fra spillvann innblandet i overflatebidraget.

Tabell 1.1 viser betydningen av ulike kilder for mengden av bly, sink og kobber i overvann (Malmqvist et al 1994) basert på omfattende kildeundersøkelser i Sverige.

Tabell 1.1. Ulike kilders betydning for miljøgiftinnholdet i overvann. Malmqvist et al. 1994.

Kilde	Bly	Sink	Kobber
Trafikk	Stor	Noe	Noe
Korrosjon og erosjon	Liten	Stor	Dominerende
Regn og atmosfærisk nedfall	Noe	Stor	Noe
Lokale aktiviteter	Liten	Liten	Liten

Tabell 1.2. viser Vägverkets, 2001, anslag på tallverdier for kilder for tungmetallutslipp via biltrafikken i Sverige. Bilenes bremsebelegg er en stor kilde for bly og kobber, mens dekk er dominerende kilde for sink. Drivstoffet er hovedkilden for kadmiumutslipp fra biltrafikken.

Tabell 1.2. Totale metallutslipp via trafikk (tonn/år) i Sverige. Vägverket 2001.

Kilde	Bly	Sink	Kobber	Kadmium
Dekk	5	167	3,3	<0,05
Drivstoff	<3	1	0,025	0,08
Vegbane	1,7	17	6,7	0,03
Bremsebelegg	11	17	73	<0,02
Korrosjon	?	?	?	?
Totalt	18	201	83	0,1

For lettere å kunne iverksette tiltak mot miljøgifter i ulike typer overvann, har Stockholm Stad, 2001, karakterisert overvann slik det går frem av tabell 1.3.

Tabell 1.3. Inndeling av overvann i ulike klasser. Stockholm Stad 2001.

Parameter	Lave konsentrasjoner (µg/l)	Midlere konsentrasjoner (µg/l)	Høye konsentrasjoner (µg/l)
Bly	< 3	3-15	> 15
Kadmium	< 0,3	0,3-1,5	>1,5
Kvikksølv	<0,04	0,04-0,2	>0,2
Kobber	<9	9-45	>45
Sink	<60	60-300	>300
Nikkel	<45	45-225	>225
Krom	<15	15-75	>75
PAH	<1	1-2	>2

Som et grovt anslag har det vært vanlig å anta at ca. 1/3 av miljøgiftene i avløpsslam fra avløpsrenseanlegg har stammet fra overvann som er tilført til fellesavløpssystemledningene. Renseeffekten for miljøgifter i avløpsrenseanlegg varierer, men ligger ofte mellom 40 % og 80 % avhengig av parameter, renseprosess etc. De miljøgiftene som spyles ned i overvannsledninger og det som går i overløp i fellesavløpssystemet går direkte til vannforekomstene utenom avløpsrenseanleggene.

I mange norske byer er ofte ca. halvparten av de tette flatene knyttet til et overvannssystem som ikke leder til avløpsrenseanlegg.

2. Konsentrasjoner av miljøgifter i overvann

I tabellene i dette kapittelet er det gitt eksempler på konsentrasjoner av miljøgifter fra prosjekter utført i Norge og andre nordiske land. Prosjekter fra land utenfor Norden er også tatt med selv om forholdene der kan være noe annerledes enn i Norge.

De første radene i tabellene er de nyeste og dermed de mest aktuelle. Tallene i radene benevnt StormTac er fra en svensk database utviklet av civ.ing. Thomas Larm, SWECO, i Stockholm. Denne databasens konsentrasjoner oppdateres kontinuerlig etter hvert som nye representative verdier fra nye relevante prosjekter offentliggjøres. De er dermed både ganske representative og de representerer de nyeste tilgjengelige data.

Et lignende datasystem finnes i USA. Det er "Environmental Protection Agency EPA" som har en database som kalles "Nationwide Urban Runoff Program NURP". Her finnes data om forurensinger i overvann fra prosjekter i USA. En del av dataene presentert i denne rapporten er fra NURP.

Mange av tallene for konsentrasjoner vist i tabellene finnes ikke direkte i litteraturen og rapportene det er vist til. De er i så fall beregnet i dette foreliggende prosjektet på basis av årlige rapporterte utslipp (kg/år) og andre gitte opplysninger i rapportene.

Prosjekter hvor konsentrasjoner av forurensninger i overvann ble målt var særlig hyppige på slutten av 1970-tallet og på 1980-tallet, og dels opp til midten av 1990-tallet. På slutten av 1990-tallet og frem til i dag har det vært relativt få prosjekter innen dette området. Dette gjelder både internasjonalt og i Norge.

Det er i de seneste årene utført en del målinger på miljøgifter i overvann av JORDFORSK, Interconsult og NIVA. Disse institusjonene har også for tiden noen målinger gående. En del av disse målingene gir imidlertid ikke representative verdier på årsbasis da de dels er målt i kortere perioder som under snøsmelting, eller i spesielle situasjoner som ved tunnelvasking av vegtunneler o.l.

Når bare ett tall står i en rute i tabellene er dette et gjennomsnitt av flere enkeltprøver over en periode. Når det står to tall med bindestrek i mellom er dette ytterpunktene i målingene. Tegnet < indikerer nedre grense for analysemetodens følsomhet i det aktuelle prosjektet. Der dette forekommer vet man dermed bare at den virkelige verdien lå lavere enn den angitte grensen. Hvis to eller tre tall står i en rute uten bindestrek i mellom, betyr dette at dette er enkeltmålinger.

Tabell 2.1. Overvann fra sentrumsområder i Norden. (mikrogram pr. liter. ($\mu\text{g/l}$))

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	Non-yl-fenol
StormTac 01.03.03 Sverige	1	5	30	0,1	10	40	140	0,6	0,1	-	-
Vägverket 2001 Sverige	0,5 (0,3- 0,7)		70 (25- 110)			40 (20- 70)	250 (120- 400)				
Storhaug 1996 Norge	0,36	8	21	<0,2	11	13	90	1,3	-	-	0,4
Stene Johansen et al 1995. Vika Norge	0,2- 0,7	1- 10	4- 200	0,002- 0,02		5- 27	90- 320	0,1- 0,6		0,004 -0,04	
Miljøstyrelsen 1981 Blandet sentrumsbe- bygg Danmark	2,8										
Melanen, M. 1980 Hämeenpuisto og Kajaani Finland	1,0 og 1,0			0,2 og 0,1							
Lindholm, O 1977 Vika Norge			190			410	570				

I sentrumsområder for Cr, Cu, Ni, og Zn ligger de norske målingene til Storhaug, 1996, og de svenske sjablongtallene (StormTac) omtrent i samme området. PAH ligger høyt i de norske målingene, mens Cd og Pb ligger betydelig mye lavere i de norske målingene i forhold til StormTac's sjablongverdier.

De norske målingene til Stene Johansen, 1995, viser svært store spenn i resultatene. Man ser at også disse resultatene for Cd, Hg, Pb og PAH ligger klart lavere enn StormTac.

Tabell 2. 2. Overvann fra sentrumsområder i ikke-nordiske land (mikrogram pr. liter. ($\mu\text{g/l}$))

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
EPA 2003. Sentrum USA	ikke mål- bart		9			9	330			

Det er ikke funnet mange prosjekter internasjonalt som har angitt området som "sentrumsområder".

I det følgende er boligområdene inndelt i blokkområder, rekkehusområder og villaområder.

Tabell 2. 3. Overvann fra boligområder (blokk) i Norden (mikrogram pr. liter. ($\mu\text{g/l}$))

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	p-non-yl-fenol
Blokkområde eller område med mye trafikk											
StormTac-Blokkbebyggel. 01.03.03 Sverige	0,7	12	80	0,1	15	20	140	0,6	0,1	-	-
Vägverket 2001 Sverige	0,4 (0,3-0,6)		50 (25-100)			20 (15-60)	180 (90-300)				
Ekvall 2001 Stockholm	0,03 -3,3	1- 45	50- 1300	<0,1- 0,7	2- 33	1- 65	10- 1500	0,1- 3,7			
Miljöförvaltnin gen. 1999. Ytterstaden Sverige	1		100			50	200				
Storhaug 1996 Norge	0,2	8	13	0,7 <0,2 <0,2	8	5	45	0,7			1,2
Stene Johansen et al 1995. Vestli Norge	< 0,1	<0,5 -1,3	<1,9 -4,8	0,002		0,5- 4,8	10- 20	0,02 -0,2		0- 0,001	
Malmqvist et al. 1994. > 50 p/ha	0,1- 10	7 (Tro- sa)	25- 185	0,3 (Tro- sa)	4 (Tro- sa)	30- 120	120 - 450				
Robinson et al 1989. Göteborg Sverige								< 0,1			75,8
Malmqvist 1983 Vegagatan Sverige			250			390	440				
Malmqvist 1983 Mellbyleden Sverige			180			160	330				
Malmqvist 1982. > 50 p/ha Sverige			20- 250 gj.s. 140			100- 350 gj.s. 220	180- 600 gj.s. 380		0,2-4		
Melanen, M. 1980. Finland Lavhus og blokker	2,0 og 1,0			0,2 og 0,2							
Lindholm, O 1977 Blokk-			40			100	170				

bebyggelse- Vestli Norge											
Lindholm, O 1977 Blokk- bebyggelse og rekkehus Oppsal Norge			130			50	320				
Malmquist et al 1975 Blokk Sverige			83			180	306				
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	p-non- yl- fenol

Det vises i tabellene at konsentrasjonene av tungmetaller var betydelig høyere i 1970- og 1980-årene. Dette er særlig tydelig for bly. Nedgangen skyldes i stor grad myndighetenes mer restriktive holdning til bruk av tungmetaller i produkter.

Stene Johansens (1995) målinger i Norge ligger betydelig under Storhaugs (1996) målinger. Dette viser hvor store utslag man kan få i målinger på overvannskonsentrasjoner av miljøgifter.

Tabell 2.4. Overvann fra boligområder (rekkehus og villa) i Norden ($\mu\text{g/l}$)

Rekkehus- områder m lite trafikk	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	p-non- yl- fenol
StormTac Rekke-hus 01.03.03 Sverige	0,6	6	40	0,1	15	15	110	0,6	0,1	-	-
Storhaug 1996 Norge	0,3	4	11	<0,2	6	5	34	0,2			-
Malmqvist et al. 1994. < 50 p/ha Sverige	0,1- 10	< 1	25- 80	<0,2		30- 70	70- 220				
Malmqvist 1983 Bergsjösväng- en Sverige			27			200	240				
Malmqvist 1982. < 50 p/ha Sverige			20- 100 gj.s. 60			50- 150 gj.s. 100	100- 300 gj.s. 200				
Lindholm, O 1977 Rekkehus Risvollan Norge			30			70	100				

Villaområde eller område m lite trafikk											
StormTac - Villa-områder 01.03.03 Sverige	0,5	4	35	0,1	6	10	100	0,6	0,1	-	-
Ekvall 2001 Stockholm	<0,1 -1,8	1- 18	10- 78	<0,2	2-8	3- 55	23- 200	0,6			
Vägverket 2001 Sverige	0,3 (0,2 - 0,5)		35 (20- 70)			15 (15- 40)	120 (60- 200)				
Miljøstyrelsen 1997. Villaområde Danmark	0,63	8,4	46	0,06	9,6	64	320	2,9	0,1		2,1
Storhaug 1996 Norge	<0,1	4	8	<0,2	6	4	22	0,2			-
Malmqvist 1983 Floda Sverige			19			55	150				
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	p- non- yl- fenol

Man ser fra tabell 2.4. at konsentrasjonene varierer svært mye fra prosjekt til prosjekt. Målinger fra sent på 1970-tallet og 1980-tallet ligger for de fleste parametere betydelig over nyere målinger. Norske nyere målinger fra midten av 1990-tallet ligger svært mye lavere enn tilsvarende danske og svenske målinger. For eksempel kan man se på Miljøstyrelsen 1997 villaområde og sammenligne med Storhaug 1996 Norge. Den danske PAH-verdi, bly-verdi og sink-verdi ligger 15 ganger høyere enn de tilsvarende norske. Den danske kobber-verdi og kadmium-verdi ligger 6 ganger høyere enn de tilsvarende norske. Den norske kvikksølv-verdien lå under deteksjonsgrensen og kan ikke sammenlignes. Den danske kromverdien lå dobbelt så høyt som den norske. De svenske sjablongverdiene (StormTac) ligger et sted i mellom de danske og norske verdiene, men likevel stort sett betydelig over de norske.

Sammenligner man norske målinger, Storhaug 1996, for rekkehus med de svenske sjablongverdiene (StormTac) ligger de svenske stort sett 2 – 3 ganger høyere enn de norske.

Sammenligner man tilsvarende for blokkområder ser man igjen at svenske sjablongverdier ligger betydelig høyere enn de fleste av Storhaugs tall fra 1996. Stene Johansens norske tall fra 1995 ligger for de fleste parametere ennå betydelig under Storhaugs tall, slik at Stene Johansens tall blir svært langt under stort sett alle utenlandske målinger.

Tabell 2.5. Overvann fra boligområder i ikke-nordiske land (mikrogram pr. liter. ($\mu\text{g/l}$))

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
EPA 2003. Boligstrøk USA	ikke mål- bart		15			21	149			
Novotny et al. 1999 USA			3- 54			50- 103	213 - 651			
Dixon et al. 1998. NURP- data USA			50			180	180			
Dixon et al. 1998. Middel for 10 områder i Tampa. USA	0,3		9			3	36			
Makepeace 1995 NURP- data USA			34			144	160	0,24 -13	0,003 - 10	0,027 - 1,12
Göttle 1978. München Tyskland	1		10			110				

Fra tabell 2.5. ser man at NURP-dataene fra USA og andre ikke-nordiske blydata ligger svært høyt i forhold til de nordiske. Dette kan ha med senere overgang til blyfri bensin i disse landene.

Tabell 2. 6. Overvann fra næringsområder i nordiske land ($\mu\text{g/l}$)

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	p-non- yl- fenol
StormTac 01.03.03 Sverige	1	5	70	0,1	10	40	330	1	0,15	-	-
Vägverket 2001 Sverige	0,5 (0,3 - 0,9)		70 (25- 110)			40 (10- 60)	250 (120- 400)				
Storhaug 1996 Norge	0,26	3	15	<0,2	6	9	48	0,2	-	-	0,3
Malmqvist et al. 1994. Sverige	1,5 (Tro- sa)	8 (Tro- sa)	30- 150	0,15 (Tro- sa)	3 (Tro- sa)	30- 100	230 - 450				
Robinson et al 1989. Småindu-								8,4			176

striområde 1 Sverige											
Robinson et al 1989. Småindu- striområde 2 Sverige								23,4			546
Malmqvist. 1982 Sverige			50- 200 gj.s. 130			100- 300 gj.sn 200	300- 600 gj.s. 450				
Melanen, M. 1980 Finland Nekala	3,0			0,1							
Referense	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	p-non- yl- fenol

De norske tallene, Storhaug 1996, i tabell 2.6. ligger igjen stort sett svært langt under de svenske sjablongverdiene og andre internasjonale tall. Det norske kvikksølv-tallet på < 0,2 betyr at deteksjonsgrensen er på 0,2 og at konsentrasjonen dermed er lavere enn dette.

Tabell 2. 7. Overvann fra næringsområder i ikke-nordiske land ($\mu\text{g/l}$)

Referense	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
EPA 2003 Industri USA	ikke mål- bart		6			8	1155			
Novotny et al. 1999. USA			81- 225			46- 293	186 - 777			
Dixon et al. 1998. NURP- data USA			40			130	330			
Ng 1987 Canada	10	13	29		26	95	140			

Tabellene 2.8. til 2.10 viser miljøgiftkonsentrasjoner i overvann fra ulike grader av trafikkbelastede veier.

Tabell 2. 8. Overvann fra veger i nordiske land. Svært mye trafikk. ($\mu\text{g/l}$)

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
StormTac- 100 000 kjøretøy/døgn 01.03.03 Sverige	1,0	16, 2	94	0,1	13,5	80	575	2,3	0,14	
StormTac - 30000 Kjøretøy/døgn 01.03.03 Sverige	0,44	5	72	0,1	4,4	31	197	1,5	0,04	-
Åstebøl et al. 2002 E6 Skullerud Norge	Ca. 0,5 i middel		57 i midd- el			ca. 9 i midd- -el	102 i midd- el			
Ekvall 2001. >30000 kj/d Stockholm	0,1- 9,5	<1- 26 0	28- 800	<0,1- 3,1	3- 290	2- 171	59- 4400	0,9- 15,5		
Vägverket 2001 30-60000 kj/d Sverige	0,5 (0,3- 0,9)		60 (30- 120)			30 (20- 70)	250 (100 - 600)			
Vägverket 2001 Stadstrafik Sverige	0,5 (0,3- 1,0)		75 (25- 110)			40 (15- 70)	240 (100 - 350)			
Miljöförvalt- ningen. 1999. Stockholm	1		100			60	400			
Miljøstyrelsen 1997. 23000 kj/d Danmark	0,82	23	250	0,1	27	76	430	7,0	0,17	
Siverth, R. 1995. E4 15000 kj/d Sverige	0,2		23			12				
Melanen, M 1980 45 000 kj/døgn Finland Herttoniemi	1,0									

Nye norske målinger på E6, Åstebøl 2002, ligger betydelig under de svenske tilsvarende tall. Særlig ligger bly i Norge, relativt sett. Danske målinger ligger stort sett høyt også i forhold til de svenske tallene.

Tabell 2.9. Overvann fra veger i nordiske land. Mye til middels trafikk. ($\mu\text{g/l}$).

Mye til middels trafikk	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP
Ahlman og Svensson 2002 Gate i Göteborg	0,14		114			10,1	288	4,1	
Vägverket 2001 15-30000 kj/d Sverige	0,5 (0,3- 0,9)		45 (25- 90)			25 (15- 60)	150 (75- 350)		
Malmqvist et al. 1994. Sverige	2-4		50- 100			100 - 200			
Lygren et al 1984 E6 v. Jessheim Norge	9	45	91	2,4	74	200	219	3,6	
Gjessing et al 1983 10 000 kj/døgn E6 Norge	2,7 vår og 17,2 høst/ vinter			2,9				3,7 (1,7 - 11,6)	
Gjessing et al 1983 E18 v. Asker Norge	3,0							0,5 (0,04- 1,5)	
Malmqvist. 1982. Sverige	2-4		25- 100 gj.sn 60			150- 350 gj.s. 240	150- 400 gj.sn 280		20- 200
Lisper 1974 E6 Sverige			100			420	340		

Tabell 2.10. Overvann fra veger i nordiske land. Lite trafikk. ($\mu\text{g/l}$).

Lite trafikk, boliggate	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
StormTac - 5000 kjøretøy/døgn 01.03.03 Sverige	0,24	1	38	0,1	1,2	14	62	0,3	0,007	-
Vägverket 2001 0-15000 Sverige	0,5 (0,3- 0,9)		35 (20- 70)			20 (10- 50)	100 (50- 275)			
Svensson 1987 Sverige	1,66		64,6			555				

Tabellen 2.8, 2.9 og 2.10 viser at trafikkvolumet har stor betydning for nivået på miljøgiftkonsentrasjonene. Videre ser man at det har skjedd en kraftig utvikling i konsentrasjonene fra 1980-tallet til i dag. Særlig har konsentrasjonene av bly gått sterkt ned.

Tabell 2. 11. Overvann fra veger i ikke-nordiske land (mikrogram pr. liter. ($\mu\text{g/l}$))

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	Ftal-ater
EPA 2003. Boliggate USA	0,8		46				220			
EPA 2003. Samlegate bolig USA	1,4		56				339			
EPA 2003. Gate i sentrum USA	1,8	5,5	46			8,2	508			
EPA 2003. Gate i industriområde USA	3,3		76				479			
EPA 2003. Hovedgate industri område USA	2,5		74				575			
EPA 2003. Parkering i city USA	0,6	5,4	15			13	178			
Novotny et al. 1999 Lite trafikk Frankrike	0,3		27			71	246			
Novotny et al. 1999 Middels trafikk Frankrike	0,6		61			133	550			
Novotny et al. 1999 Mye trafikk Frankrike	1,8		191			523	3839			
Dixon et al. 1998. NURP- data USA			50			530	370			
Miljøstyrelsen 1997 Div. veier fra litteraturreview	0,07 - 37	<10 - 57	5,6 - 280		9,9 - 35,5	4,6 - 311	22 - 1757	2,51 - 27,8	0,0017 - 40	
Wüst 1994. Kern 1992 Stor trafikk. Bay-	2,8		149			224	373	3,0	0,4	1,0

reuth Tyskland										
Hermann et al. 1992. Middels trafikkert Tyskland	0,7		17		9,9	22	204			
Hermann et al. 1992. Sterkt trafikkert Tyskland	2,0		109		35,5	203	342			
Dannecker et al. 1990. Industrigate Tyskland	5,8	9,9	188		13	150	420			
Dannecker et al. 1990. Sentrums-gate i Hamburg	6,1	13,1	260		16	300	491			
Dannecker et al. 1990. Boliggate 500 kj/d Tyskland	4,5	11,4	138		22	182	343			
Stotz 1987 Tre motorveger (40000 kj/d) i Tyskland	4,8	12	90			203	433	2,7		
Klein 1982. 45000 kj/d Pleidesheim Tyskland	5,9		97			202	360			
Klein 1982. 45000 kj/d Obereisesheim Tyskland	5,9		117			245	620			
Dauber 1978. Sveitsisk motorveg	3,4		47			340	250			
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB

Målingene fra de ikke-nordiske landene ligger ganske høyt i forhold til de svenske tallene. Dette gjelder spesielt for kadmium og bly.

Målingen fra Frankrike av Novotny, 1999, illustrerer også hvor store utslagene kan bli, når blyinnholdet der rapporteres til 523 µg/l og sinkinnholdet til 3839 µg/l. Noe som er 40 - 50 ganger høyere enn Åstebøls målinger på E6 i 2002.

3. Konsentrasjoner av miljøgifter i avløpsvann

Tabell 3.1. viser noen rapporterte konsentrasjoner i innløpsvannet og utløpsvannet fra avløpsrensaneanlegg. Noen av konsentrasjonene er beregnet på basis av rapporterte mengder i kilo pr. år og avløpsvannmengdene i m³ pr. år.

Tabell 3.1. Konsentrasjoner i avløpsvann. Innløp og utslipp fra norske avløpsrensaneanlegg
Utløp er svakt skyggelagt. (mikrogram pr. liter. (µg/l))

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	Non-yl-fenol	Ftal-later
NIVA 2003 Knappen RA Mek/kjem Inn								0,47			2,36	10,5
NIVA 2003 Knappen RA Mek/kjem Ut								0,15			0,27	6,6
NIVA 2003 Arendal RA Mek/kjem Inn								0,80			1,7	12,6
NIVA 2003 Arendal RA Mek/kjem Ut								0,29			0,45	19,4
NIVA 2003 Strandveien RA Mekanisk Inn								0,25			0,82	1,9
NIVA 2003 Strandveien RA Mekanisk Ut								0,19			0,69	1,9
VEAS 2003. Innløp i året 2002	0,34	5,7	108	0,36	6	6	112					
VEAS 2003. Utløp i året 2002	0,12	1,3	12,3	0,04	3,6	0,7	23					
VEAS 2002. Innløp i året 2001	0,34	7,6	109	0,3	4,8	6	90					
VEAS 2002. Utløp i året 2001	0,14	2,8	14	0,07	3,3	1,5	23					
Bekkelaget Innløp. i året 2002 Oslo kommune 2003	0,28	7	127	0,13	15	5,2	112	1,01			3,75	7,5
Bekkelaget utløp i året 2002 Oslo	0,07	7	31	0,02	15	0,6	44	0,06			0,23	3,05

Miljöförvaltningen 1999. Inn St.hlm	0,3		60			9	120					
Århus Amt 1996. Innløp Gjennomsnitt anlegg i Århus amt											12 - 52	
Miljøstyrelsen 1994 Innløp Gjennomsnitt danske anlegg	1,6 - 1,9	29 - 53	56 - 147	1,1 - 3,4	31 - 46	16 - 28	198 - 270				<9,5 - 39	
Stene Johansen et al 1995. Utløp. 10 RA til Indre Oslofjord(Ikke VEAS & BRA)	0,7	10	111	0,36		3,5	116	0,33		0		
Storhaug 1993. Innløp til Bekkelaget RA	0,7	5	75	0,3	9	1,2	(180) 40	1,2			5	
Storhaug 1993 Utløp Bekkelaget RA	0,17	1,2	15	0,12	6	0,3	12					
Storhaug 1993. Innløp til VEAS	0,5	8	80	0,25	12	1,2	70	0,25			4	
Storhaug 1993 Utløp VEAS	0,13	2	16	0,1	8	0,3	21					
Storhaug 1993. Innløp Middel 13 anlegg	0,5	7,3	79	0,25	12	1,8	84	0,65			4,1	
Storhaug 1993. Utløp Middel 13 anlegg	0,13	2	16	0,1	8	0,45	25					
Robinson et al 1989. Innløp Rya-verket Göteborg								1,7			14,3	
Malmqvist 1983. Data fra (innløp) Göteborgs nett.			23			38	10					

Tabell 3.2. viser svenske utslippstall av miljøgifter i gram pr. person og år i gjennomsnitt for året 1995.

Tabell 3.2. Tungmetallutslipp fra svenske avløpsrensaneanlegg. (gram/person år) Statistiska centralbyrån, 1995

Type anlegg	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kjemisk	0,03	0,3	1,2	0,5	0,1	3,5
biologisk/kjemisk	0,04	0,5	2,1	1,1	0,3	5,4
Nitrogenfjerning	0,01	0,2	2,4	1,1	0,3	4,0

Det er svært få analyser på miljøgiftkonsentrasjoner i overløpsvann i fellesavløpssystemer. Noen referanser er vist i tabell 3.3 og 3.4.

Tabell 3.3. Konsentrasjoner i urensset overløpsvann i Norge ($\mu\text{g/l}$).

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
Stene Johansen et al 1995. Oslo	1,5	11	174	0,7		2,5	521	1,1		0,02
Lindholm, O 1977 Blokkbebyggelse og sentrumsomr. Oslo			170			450	1070			
Lindholm, O 1977 Rekkehus Sandefjord			110			80	640			

Tabell 3.4 er satt opp på basis av data fra Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M., 1985. Denne referansen "Bräddavlopp" er gitt ut av Statens råd för byggnadsforskning BFR i Stockholm, og var ment som en oppsummering av informasjon på det tidspunktet og som en veiledning til svenske kommuner. Etter 1985 er det imidlertid utført svært få representative målinger, slik at dette likevel blir en svært nevneverdig referanse.

Dersom man har ledningsnett med meget god selvrensing, det vil si at man ikke har røravlagringer, kan man bruke de lavere konsentrasjonene. Har man avløpsledningsnett med dårlig selvrensing og dermed mye røravlagringer, bør man bruke de høyere konsentrasjonene. Kadmiumkonsentrasjonene vist i tabell 3.4 er svært høye i forhold til overvannskonsentrasjonene og spillvannskonsentrasjonene vist ellers i denne rapporten. På grunn av røravlagringer i fellesavløpssystemene er det likevel mulig at overløpsvann kan ha høyere konsentrasjoner enn begge de først nevnte.

Fordi bruken av kadmium er gått betydelig ned de senere årene p.g.a. myndighetenes restriksjoner på bruk av dette stoffet, må man anta at verdiene vist i tabell 3.4 er betydelig for høye i dagens situasjon. Blykonsentrasjonene har også gått ned drastisk de senere årene fordi bly ikke tilsettes bensin lenger.

Tabell 3.4. Hoglands et al. 1985, forslag til sjablongverdier for overløpsutslipp, samt spesifikke målinger i flere land, rapport av Hogland et al. "Brüddavlopp", 1985. ($\mu\text{g/l}$)

Parameter	Minimal verdi ($\mu\text{g/l}$)	Verdi hvor 25 % ligger lavere ($\mu\text{g/l}$)	Mid-del-verdi ($\mu\text{g/l}$)	Verdi hvor 25 % ligger høyere ($\mu\text{g/l}$)	Maks-imal verdi ($\mu\text{g/l}$)
Cd BFR-Sjablongverdi	0	5		9	2200
Cr BFR-Sjablongverdi	1	7,5		10	570
Cu BFR-Sjablongverdi	0	80		210	580
Pb BFR-Sjablongverdi	10	50		220	440
Zn BFR-Sjablongverdi	50	170		490	6700
Cd -Ekonomigatan Malmö	5		85		237
Cr -Ekonomigatan Malmö	10		14		50
Cu -Ekonomigatan Malmö	220		250		440
Ni -Ekonomigatan Malmö	20		56		80
Pb -Ekonomigatan Malmö	90		140		230
Zn -Ekonomigatan Malmö	330		420		600
Cd Tre svenske byer	< 0,3		4,3		2200
Cr Tre svenske byer	<10		< 20		570
Cu Tre svenske byer	50		180		570
Hg Tre svenske byer	< 0,1		< 0,2		0,4
Ni Tre svenske byer	7		< 44		210
Pb Tre svenske byer	10		100		360
Zn Tre svenske byer	80		350		2100
Cd Fire referanser fra USA	8,7		23		350
Cr Fire referanser fra USA	350		737		6000
Cu Fire referanser fra USA	250		384		600
Hg Fire referanser fra USA	0,2		1,1		2,2
Ni Fire referanser fra USA	80		290		500
Pb Fire referanser fra USA	140		510		1280
Zn Fire referanser fra USA	460		560		1000

Tabell 3.5. Forslag til sjablongverdier for miljøgiftkonsentrasjoner i overløpsvann i Norge.

Parameter	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
$\mu\text{g/l}$	1	8	100	0,25	10	15	140	0,5		0,01

4. Forslag til sjablongverdier for miljøgifter.

Tabell 4.1. viser forslag til sjablongverdier for konsentrasjoner dersom ikke mer lokalt tilpassede eller presise data finnes.

Tabell 4.1. Forslag til konsentrasjoner i overvann fra tette flater ($\mu\text{g/l}$)

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-Rekkehusområder	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
Veger 5000 kj/d	0,25	1	38	0,1	1,2	13,5	62	0,3	0,01	0,01
Veger 30000 kj/d	0,44	5	72	0,1	4,4	31	197	1,5	0,04	0,01

Tabell 4.1 er satt opp på basis av følgende kriterier:

- Norske tall er spesielt relevante, men tallmaterialet er ofte noe spinkelt og kan dermed være lite representative for et helt år. Norske tall veier imidlertid tungt.
- Svenske og danske tall er også meget relevante, men veier mindre enn norske tall.
- Data fra den svenske databasen StormTac oppdateres kontinuerlig etterhvert som nye prosjekter offentliggjøres, og betraktes som en viktig referanse. (For vegavrenning er det valgt å følge StormTacs anbefalinger direkte. Dette er etter råd fra Amundsen og Roseth (2003) som har gjort målinger og studier på vegavrenning på oppdrag fra Statens vegvesen).
- Jo nyere tallene er, jo mer relevante er de.

Dersom man ikke selv har gode data for avløpsrenseanlegg, kan tabell 4.2. gi indikasjoner på typiske utløpskonsentrasjoner på miljøgifter fra avløpsrenseanlegg og overløp i fellesavløpssystemer i Norge.

Tabell 4.2. Typiske miljøgiftkonsentrasjoner i utløp fra avløpsrenseanlegg og overløp i fellesavløpssystemer ($\mu\text{g/l}$)

Utslippskilde	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP
Utløp fra kjemiske renseanlegg	0,15	3	15	0,1	8	0,6	25	0,3	0,1
Utløp fra overløp	1	8	100	0,25	10	15	140	0,5	0,1

5. Diskusjon om miljøgiftkonsentrasjoner.

Tidstrenden for enkelte tungmetaller er meget klar. For eksempel ser man at konsentrasjonene av bly, kadmium, kobber og kvikksølv var betydelig høyere for 20 - 30 år siden enn de er i dag. Larm, 1994, viser at blyinnholdet i overvann i Stockholm og Göteborg er redusert til en tredjedel av hva det var i 1980. For mindre tettsteder med mindre trafikk er det halvert. Sinkinnholdet er redusert med ca. 25 % i forhold til 1980, og innholdet av kobber er redusert med 35 % til 10 % avhengig av i hvilken grad kobber er brukt som taktekkingsmateriale. For krom og nikkel er tidsutviklingen litt mer uklar. Lygren 1984, har imidlertid målinger som ligger svært høyt i forhold til andre nyere tall i tabellene. PAH ser snarere ut til å ha økt enn minket de siste årene. For PCB og BaP har man svært lite data i det hele tatt.

Vägverket, 2001, rapporterer at atmosfærisk nedfall av kadmium, bly og nikkel har minket de senere år, men at overvann fra veier og industriområder fremdeles har ca. 10 ganger høyere tungmetallinnhold enn naturlig avrenning.

Når man sammenligner data fra prosjekt til prosjekt eller fra felt til felt ser man at selv for områder av samme type er variasjonene enormt store. Når man går inn i et enkelt prosjekt og ser på måleresultatene fra regn til regn i samme feltet, ser man også at middelkonsentrasjonene varierer enormt. Dette beror på mange årsaker som f.eks:

- Tilfeldigheter som et søl eller en tilfeldig aktivitet som slår sterkt ut i de mikroforurensinger vi ser på her.

- Lengden på tørrværsperioden før det regnet kommer som det måles på.

- Om man rakk fram til målestedet og tok ut prøver i første fase av avrenningen (first flush). Hvis ikke kan forurensingene ha blitt spylt ut før prøvene ble tatt, og feltet var kanskje renvasket når analysene ble tatt.

- Store unøyaktigheter i representativiteten i det prøvevolumet som tas ut (Opptil 90 % av forurensingene er partikkelbundet, noe som betyr at hvis man ikke får med en representativ andel partikler, blir analysene feil). Det samme problemet oppstår når laboratoriet tar ut sin prøve fra prøveflasken, m.m.

Av tallene i tabellene ser man at de norske målingene har konsentrasjoner for mange av parameterene 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 fortykningseffekter i middel over året.

- Det er i gjennomsnitt færre personer, og dermed også aktiviteter og trafikk i Norge enn i Sverige på hver km².

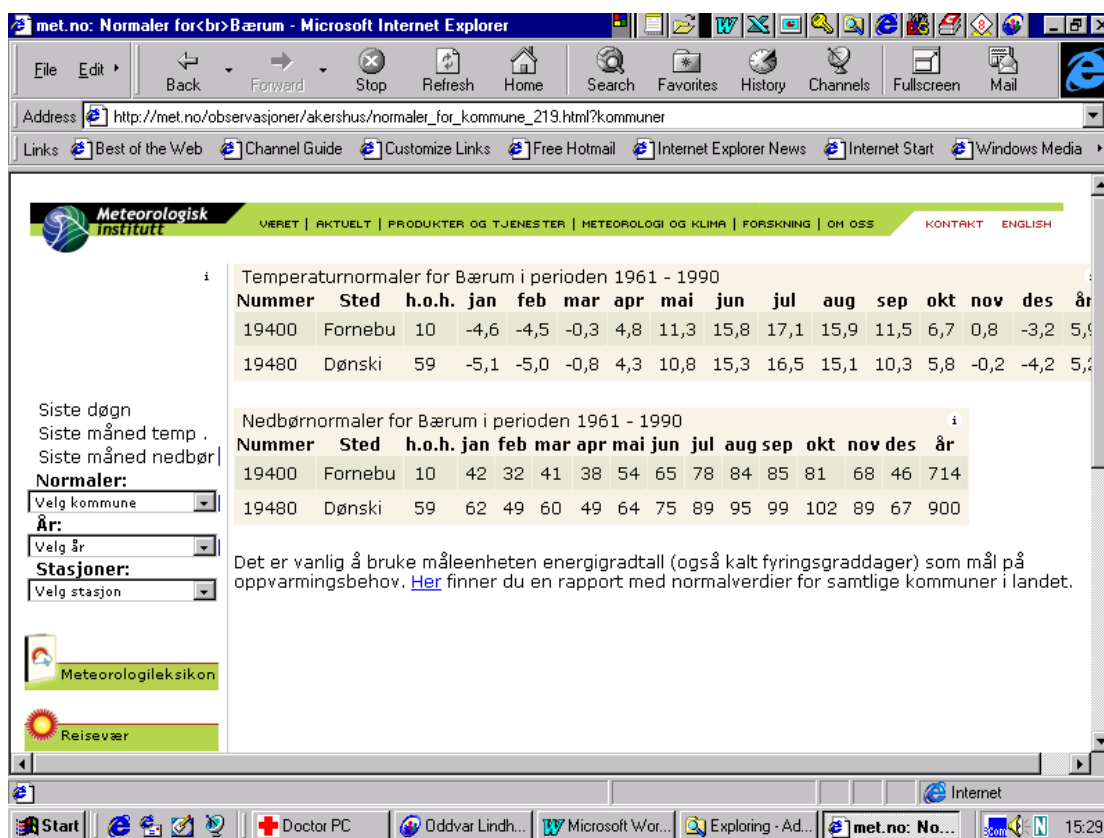
- Det er mindre industri og bedrifter i Norge enn i Sverige.

- 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 taktekking enn Norge.

6. Midlere årlige nedbørmengder

Midlere årlige nedbørmengder finnes tryggest og lettest på Det norske meteorologiske institutt (DNMI) hjemmeside www.dnmi.no. Man starter med å velge aktuelt fylke. Deretter velger man kommune. Man får automatisk opp alle stasjonene i kommunen, samt de midlere nedbørmengdene over 30-årsperioden 1961-1990. Velger man ett enkelt år, får man nedbøren for dette ene året. Imidlertid vil man normalt være interessert i nedbøren i et midlere år, slik som det kommer til uttrykk i middelet i perioden 1961-1990. Man velger den stasjonen som har mest mulig likt klima som det tettstedet man analyserer. Ofte vil dette være den nærmeste stasjonen. Dersom man skulle være interessert i stoffavrenningen i noen bestemt sommermåned, bruker man disse månedenes nedbør fra tabellen. Eksempel fra Bærum kommune er vist i fig. 6.1.



Figur 6.1. Nedbørdata for Bærum kommune fra DNMI's hjemmeside www.dnmi.no

Tabell 6.1. Årlige midlere nedbørmengder i perioden 1961-1990, for noen stasjoner nær Indre Oslofjord. Det norske meteorologiske institutt (www.dnmi.no)

Kommune	Stasjon	Midlere nednør i mm/år
Asker	Asker	940
	Asker brannstasjon	910
Bærum	Dønski	900
	Fornebu	714
Frogn	Drøbak	920
Hurum	Kløkkerstua	840
Moss	Jeløy	779
	Moss	814
Nesodden	Nesoddtangen	750
Oppegård	Kolbotn	770
Oslo	Blindern	763
	Studenterlunden	700
	Tryvasshøgda	1180
Røyken	Røyken	880
Ski	Ski	775
Vestby	Vestby	810

Tabell 6.1 viser at selv innen samme kommune kan stasjonen med høyeste årlige midlere nedbørmengde ha mer enn 50 % mer årlig midlere nedbør enn stasjonen med den laveste midlere årlige nedbørmengden.

7. Volumavrenningsmetode med tettflateareal

For å kunne beregne avstrømmet mengde miljøgifter i kg/år må man i tillegg til en gjennomsnittelig konsentrasjon også ha den overvannsmengden som miljøgiften ligger utblandet i.

I det følgende beskrives en metode hvor man bruker arealene til de tette flatene direkte.

Statens Naturvårdsverk 1983, foreslår følgende metode:

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

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over året i m³

a = andelen deltagende aktive tette flater som dreneres til overvannssystemet. (en del tette flater drenerer direkte ut på permeable felter. For eksempel hustaks avløp direkte ut i egen have.)

A = Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m².

P = Total nedbør over et middelår. (mm)

b = Totalt tap av vann p.g.a. fordampning. (mm). For områder med stor helning > 1,5 % kan man bruke b ca. 50 mm, og for flatere områder ca. 100 mm.

Faktoren a kan overslagsvis gis følgende verdier:

Tabell 7.1. Anbefalte verdier for deltagende andel av tette flater. Arnell 1980.

Enfamiliehusområde: 0,5 - 0,6

Flerfamiliehusområde: 0,6 - 0,7

Sentrumsbebyggelse: 0,8 - 1,0

Arnell et al. 1980 oppgir å ha funnet følgende formel for deltagende aktive tette flater (a) i forhold til total andel tette flater (I) i feltet:

$$a = 0,89 (I - 0,06)$$

Dersom andelen tette flater i feltet er 0,6 blir dermed andelen *deltagende* flater 0,48.

Arealet A av de tette flatene kan finnes ved å måle opp fra kart eller flyfoto.

Andre metoder kan være å bruke GIS-databaser (For eksempel GEMINI VA) eller lignende.

Dersom man har gjort analyser med modeller som MOUSE, SWMM eller NIVANETT, har man normalt allerede beregnet arealet av tette flater i analyseområdet.

Dersom man ikke har arealet av de tette flatene eller dersom man ikke vil bruke den nødvendige tid på å beregne dette, kan man bruke en overslagsberegning basert på bruk av verdier fra tabell 7.2. Denne gir en antydning på andelen av tette flater (%) i ulike typer feltområder, samt andelen av disse som drenerer direkte til avløpsledningsnett.

Tabell 7.2. Normale verdier for for andel tette flater og andel deltagende tette flater i "rendyrkede" typeområder i byer i forhold til arealbruk

Type område	Tette flater i % av totalt areal	Andel deltagende tette flater
Villa / eneboliger	10-20	0,55
Rekkehus	20-40	0,6
Blokk	40-50	0,65
Sentrums-områder	80-90	0,9
Veger	100	Vurderes lokalt

Om vegene i det aktuelle området dreneres slik at vegavrenningen kommer til fjorden, må sjekkes nærmere i den enkelte kommune. Normalt dreneres vegavrenningen i de lokale bebygde områdene til overvannsnett, mens riksveger utenfor bebyggelse normalt dreneres ut i grunnen eller til bekker.

Det må skilles mellom overvannsavrenning til fellesavløpssystemet, som medfører at overvannet havner i avløpsrensaneanlegget eller i overløp, og tilførsler til separatavløpssystemet som betyr at overvannet går direkte urensset til resipientene.

8. Volumavrenningsmetode med hele arealet

En metode hvor man ikke benytter tette flater, men hele arealet til avrenningsområdet er beskrevet i det følgende. Denne er kalt metode B) i rapporten.

Larm, T. et al. 2002 foreslår følgende metode:

Arbeidet deles inn i følgende oppgaver:

-I hvert tettsted vil man dele opp overflatene i ulike kategorier. Dette vil i utgangspunktet være:

- industriområder
- sentrumsområder
- sterkt belastede veier
- mindre belastede veier
- boligområder (om mulig underoppdeling på villastrøk, rekkehus og boligblokker)

For de ulike områdene vil man skaffe arealdata fra kommunene. Dersom de i en enkelt kommune drenerer til ulike resipienter vil man splitte opp arealene i henhold til dette.

-De årlige overvannsmengdene Q blir beregnet etter formelen:

$$Q = 10 N \sum_{i=1 \text{ til } n} (\varphi_i A_i)$$

- Q = overvannsavrenning i m³/år
N = midlere nedbørmengde i mm/år
 φ_i = volumavrenningskoeffisient for respektive n arealtyper
 A_i = arealet i ha for hver av de n typene
i = arealbrukstype nr fra 1 til n

-Forurensingsbelastningen pr. år beregnes som:

$$L_j = \sum_{i=1 \text{ til } n} (Q_i C_{ij}) / 1000$$

- L_j = Forurensingsbelastning per forurensingsparameter i kg/år
 C_{ij} = Gjennomsnittsverdi for konsentrasjon per marktype og parameter i mg/l
j = forurensingsparameter

Det må skilles mellom overvannsavrenning til fellesavløpssystemet, som medfører at overvannet havner i avløpsrenseanlegget eller i overløp, og tilførsler til separatavløpssystemet som betyr at overvannet går direkte urensset til resipientene.

Prosedyre foreslått av Vatten- och avloppsverkföreningen i Sverige

Den svenske "Vatten och avloppsverkföreningen" (VAV), foreslår følgende prosedyre for å beregne årlige avstrømninger av miljøgifter.

1. Anslå middelkonsentrasjonene over året for miljøgiftene. (bruk sjablongverdier om ikke målinger fins)
2. Finn midlere årsnedbør på stedet.
3. Beregn nedslagsfeltets størrelse.
4. Velg avrenningsfaktor fra tabell 8.1.

Tabell 8.1. Avrenningsfaktorer ifølge VAVs rapport P28, 1976.

Område / marktype	Flate områder	Kuperte områder
Betong - asfalt	0,8	0,9
Tett bebyggelse og ingen vegetasjon	0,7	0,9
Tett bebyggelse med noe vegetasjon, industriområder	0,5	0,7
Flerfamiliehus med åpne områder i mellom husene	0,4	0,6
Rekkehus og kjedehus	0,4	0,4
Villaer med tomter < 1000 m ²	0,25	0,35
Villaer med tomter > 1000 m ²	0,15	0,25

Koeffisientene er å betrakte som volumavrenningskoeffisienter på årsbasis. Implisitt i avrenningsfaktorenes verdier ligger fukt tap og groptap (vann som fyller opp mindre eller større dammer og groper) som etter regnet langsomt fordamper eller siver ned i mikrosprekker. Videre ligger implisitt i tallene det faktum at ikke alle tette flater er knyttet til avløpsledningsnettet. Vann fra ikke-tilknyttede tette flater renner av til permeable flater og infiltrerer eller fordamper. Avstrømningene av miljøgifter pr. år fåes ved å multiplisere verdiene fra de fire punktene med hverandre.

Mesteparten av litteraturen som omhandler avrenningskoeffisienter viser verdier som er ment brukt for å beregne maksimalvannføringer. Disse er høyere enn verdiene for gjennomsnittlige volumavrenningskoeffisienter. Verdien av å se på slike tabeller for spissavrenningskoeffisienter er å ha en *referanse, eller dobbeltsjekk* for den gitte overflatetypen for volumavrenningskoeffisienten. Tabell 8.2. er en av svært mange tabeller man kan finne i litteraturen og på Internett for spissavløpskoeffisienter. Man kan merke seg at fallet på overflaten har stor betydning for avrenningskoeffisientene. Dette gjelder også for volumavrenningskoeffisienten.

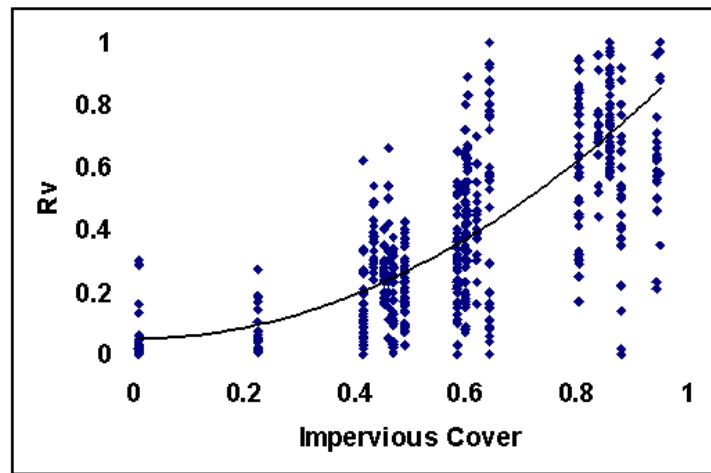
Figur 8.1 viser et diagram for volumavrenningskoeffisienter som funksjon av andelen av tette flater i feltet.

Tabell 8.2. Spissavrenningskoeffisienter fra Mountain Empire Community College 2003.

Land Use	C	Land Use	C
Business: Downtown areas Neighborhood areas	0.70 - 0.95 0.50 - 0.70	Lawns:	0.05 - 0.10
		Sandy soil, flat, 2%	0.10 - 0.15
		Sandy soil, avg., 2-7%	0.15 - 0.20
		Sandy soil, steep, 7%	0.13 - 0.17
		Heavy soil, flat, 2%	0.18 - 0.22
		Heavy soil, avg., 2-7%	0.25 - 0.35
		Heavy soil, steep, 7%	
Residential: Single-family areas Multi units, detached Munti units, attached Suburban	0.30 - 0.50 0.40 - 0.60 0.60 - 0.75 0.25 - 0.40	Agricultural land:	
		Bare packed soil	
		*Smooth	0.30 - 0.60
		*Rough	0.20 - 0.50
		Cultivated rows	0.30 - 0.60
		*Heavy soil, no crop	0.20 - 0.50
		*Heavy soil, with crop	0.20 - 0.40
		*Sandy soil, no crop	0.10 - 0.25
		*Sandy soil, with crop	0.15 - 0.45
		Pasture	0.05 - 0.25
		*Heavy soil	0.05 - 0.25
*Sandy soil			
Industrial: Light areas Heavy areas	0.50 - 0.80 0.60 - 0.90	Streets:	0.70 - 0.95
		Asphaltic	0.80 - 0.95
		Concrete	0.70 - 0.85
		Brick	
Parks, cemeteries	0.10 - 0.25	Unimproved areas	0.10 - 0.30
Playgrounds	0.20 - 0.35	Drives and walks	0.75 - 0.85
Railroad yard areas	0.20 - 0.40	Roofs	0.75 - 0.95

***Note:** The designer must use judgement to select the appropriate "C" value within the range. Generally, larger areas with permeable soils, flat slopes and dense vegetation should have the lowest "C" values. Smaller areas with dense soils, moderate to steep slopes, and sparse vegetation should assigned the highest "C" values.

DIRECT RUNOFF COEFFICIENT VS. IMPERVIOUS COVER



Data obtained at small watersheds. One point per watershed per storm.

*Figur 8.1. Volumavrenningskoeffisient som funksjon av andel tette flater.
Olivera 2003.*

I figur 8.1. får man tydelig frem at avrenningen varierer fra et enkelt regn varierer mye i samme felt. Hvert punkt i diagrammet er resultatet av et regn. For eksempel ser man at selv ved en andel tette flater på 90 % kan avrenningskoeffisienten variere fra 0,0 til over 0,95. Dette har sammenheng med regnets intensitet og varighet. Det er derfor nødvendig å bruke den samlede avrenningskoeffisienten for et helt år, nemlig volumavrenningskoeffisienten. I tabeller oppgis normalt bare avrenningskoeffisienten for svært store regn med meget sjelden gjentakintervall (for eksempel hvert 10.de år). Disse kan selvsagt ikke brukes til å beregne volumet som renner av et felt i løpet av et normalt år.

Figur 8.2. viser resultater fra en annen referanse. Her er volumavrennings-koeffisienten for et helt år plottet mot et felts andel av tette flater. Denne verdien kan brukes for å bestemme volumavrenningen når man vet feltets andel tette flater.

Relationship Between Watershed Imperviousness (I)
and the Storm Runoff Coefficient (Rv)
(Source: Schueler, 1987)

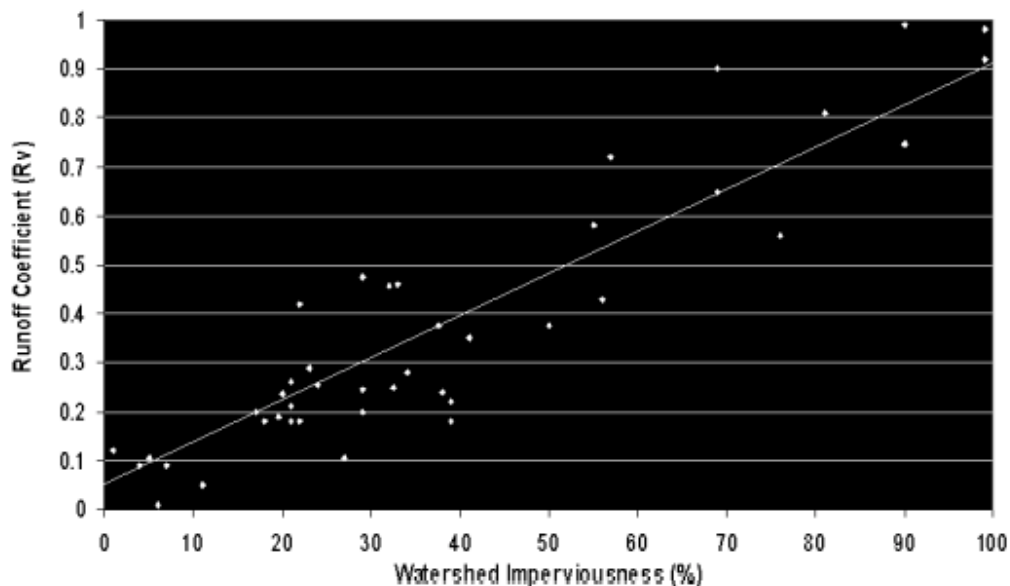


Fig. 8.2. Volumavrenningskoeffisientens (Rv) avhengighet av andel tette flater i feltet. Schueler 1987.

EPAs Stormwater Manager's Resource Center (SMRS) anbefaler å bruke følgende ligning:

$$Rv = 0,05 + 0,1I_a$$

Der I_a er andelen tette flater i feltet og
Rv = Volumavrenningskoeffisienten

Tabell 8.3 viser en sammenstilling av resultater fra ulike referanser for volumavrenningskoeffisienter. Siste rad i tabellen gir en indikasjon på et skjønn av hva som kan anses å være representativt.

Tabell 8.3. Ulike forslag til volumavrenningskoeffisienter for ulike arealbruk.

Referanse	Sentrum	Bolig Villa	Bolig Rekkehus	Bolig Blokk	Næringsområder / Industri		Betong-Asfalt	Veger med asfalt
					Lett	Tung		
Larm 2002		0,3	0,45	0,5				0,9
Olivera 2003	0,6	0,1	0,2	0,3				0,9
EPA SMRS	0,74	0,18	0,3	0,45				0,9
Thorolfsson 2003	0,55	0,25	0,35	0,45				0,9
VAV	0,5-0,7		0,4	0,4 - 0,6			0,8 - 0,9	
Forslag	0,55	0,18	0,3	0,4	0,5	0,65		0,9

9. Diskusjon av beregning av overvannsmengder

Metode A) benytter bare de tette flater som utgangspunkt, mens metode B) benytter hele nedbørdistriktet som utgangspunkt. Metode B) har den svakheten at det er meget vanskelig å bestemme volumavrenningskoeffisienten for et helt år. Dette skyldes at de permeable flatene også bidrar noe i avrenningen. Dette kompliserer beregningene.

I metode A trenger man ikke avrenningskoeffisienten (c) for å beregne den årlige avrenningsvannmengden, men bare totalarealet av de tette flatene (A), andelen av disse tette flatene som er koblet til overvannssystemet (a), årlig nedbørmengde (P) og årlig tap av denne årlige nedbørmengde (b). Fordi verdiene (a) og (b) er gitt ved anbefalinger i denne rapporten, er det bare A og P som må vites for det enkelte feltet. Dersom man ikke kjenner arealet av de tette flatene, kan man bruke totalarealet av bestemte typer av områder som for eksempel de typene som er vist i tabell 3.5. Man kan da anslå andelen av arealet som er *tette flater* i de områdene man tar for seg.

Volumavrenningskoeffisienten, som er gjennomsnittet for et helt år med nedbør, er mye lavere enn spissavrenningskoeffisientene, som normalt er de som oppgis i litteraturen. Dette er fordi mange av årets regn har så lav intensitet eller volum at groptap, fukt tap og fordampning utgjør en meget stor andel av den nedbøren som faller. Cirka 10 % av alle årets regn gir f.eks. nesten ikke avrenning i det hele tatt.

Når man finner tabeller for avrenningskoeffisienter i håndbøker, lærebøker og veiledninger, står det dessuten ofte ikke om de avrenningskoeffisientene som er oppgitt er de såkalte spissavrenningskoeffisienter eller om de er volumavrenningskoeffisienter.

I tabell 9.1 er det vist resultater av et regneksempel som sammenligner beregninger med metode A) og metode B). I eksemplet er det forutsatt at alle avrenningsområder er 100 000 m². Midlere årsnedbør er 1000 mm. Data fra tabell 7.2 og 8.3 er brukt for å anslå andel tette flater, andel deltagende tette flater og volumavrenningskoeffisienten c.

Tabell 9.1 Beregninger av avstrømmet overvann i m³/middelår basert på de to beskrevne metodene

Type område	Topografi	Metode A. (Bare tette flater direkte)	Metode B. (Bruker hele områdets areal)
Villa	Bratt	8209	18000
Rekkehus	Bratt	17910	30000
Blokk	Flatt	26325	40000
Sentrum	Flatt	68850	60000

Som man ser gir metode A stort sett betydelig lavere avrenninger av overvann enn metode B. En grunn til dette er antagelig at enkelte av årets regn er så kraftige eller langvarige at avrenning også skjer fra de permeable flatene i slike tilfeller. Av denne årsaken anbefales det at man ikke bruker metode B, men at man bruker tette flater direkte og dermed metode A.

Dersom man har arealet av de ulike typene tette flater i et nedbørfelt, bør man bruke disse. Beregningene blir dermed betydelig mer nøyaktig enn om man må anslå tettflatearealet av de ulike tette flater i de ulike typer områder.

10. Utslipp fra avløpsrenseanlegg og overløp

Anslag over utslippene av tungmetaller og organiske miljøgifter fra avløpsrenseanleggene kan bli beregnet på basis av de mest troverdige opplysningene over midlere konsentrasjoner i utløp og innløp til renseanleggene.

Her har man litteratur fra både Norge (For eksempel NIVA og Aquateam), Sverige og andre land å holde seg til. NIVAs SIP-program for miljøgifter i utslippene fra kommunale renseanlegg gir også verdifulle data for organiske miljøgifter. Tabell 4.2 har noen forslag til slike sjablongverdier.

Utslippene finnes ved:

$$L_{RA} = (C_{ut} U_{ut}) / 1000$$

L_{RA} = Utslipp av den enkelte parameter i kg/år fra et avløpsrenseanlegg

C_{ut} = Middelkonsentrasjon i renseanleggets utløp av parameteren i mg/l

U_{ut} = Midlere utslippsmengde i m³/år fra det enkelte renseanlegg

For hvert renseanlegg legger vi til utslippet fra de overløpene som ligger oppstrøms hvert av renseanleggene.

$$L_{overløp} = (C_{inn} U_{overløp}) / 1000$$

$L_{overløp}$ = Utslipp av den enkelte parameter i kg/år fra et overløp

C_{inn} = Middelkonsentrasjon i et overløp av parameteren i mg/l

$U_{overløp}$ = Midlere utslippsmengder i m³/år fra det enkelte overløp

De årlige vannføringsmengdene fra renseanleggene og overløpene fås ved å kontakte teknisk etat i den enkelte kommune.

Normalt ligger avlastet vannmengde i overløpene i et rensedistrikt på 2 % til 5 % av den årlige utslippsvannmengde fra avløpsrenseanlegget. Store renseanlegg som VEAS og Bekkelaget har normalt lavere prosentvise overløpsutslipp enn mindre avløpsrenseanlegg.

11. Referanser.

- Ahlman, S. and Svensson, G. 2002. "Substance flow analysis of the stormwater in Vasastaden, Göteborg". Chalmers University of Technology. Göteborg.
- Amundsen, C., E. og Roseth, R. 2003. "Forslag til utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge". JORDFORSK
- Arnell, V., Strandner, H. og Svensson, G. 1980. "Dagvattnets mengd och beskaffenhet i stadsdelen Ryd". Meddelande nr. 48 Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg. 1980.
- Brikowski, T. 2002. "Lecture note". University of Dallas. USA.
- Dannecker, W., Au, M. and Stechmann, H. 1990. "Substance load in rainwater runoff from different streets in Hamburg". The science of the Total Environment". Vol. 93, pp 385-392.
- Dauber, L. et al. 1978. "Pollutants in Motorway Stormwater Runoff. OECD Reports, Road Research Symposium. Protection of the Environment, pp332-342. Paris.
- Dixon, L.K., Heyl, M. G. and Murray, S. 1998. "Interpretation of bulk atmospheric deposition and stormwater quality data in the Tampa Bay Region. Mote Marine laboratory technical report No. 602.
- Ekvall, J. 2001. "Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000". Stockholm Vatten AB.
- Environmental Protection Agency. 2003. "Technical notes from watershed protection techniques". USA
- Gjessing et al. 1983. "Effect of Highway Pollution on lake Water Quality". NIVA rapport O-79024. Oslo.
- Government of Alberta. 2002. "Erosion Control Reference Material". Chapt. 7. Canada.
- Gromaire, M. C., Garnaud, S., Gonzalez, A. and Chebbo, G. 1999. "Characterisation of Urban Runoff Pollution in Paris". Wat. Sci. Tech. Vol. 39, No 2, pp1-8.
- Göttle, A. 1978. "Atmospheric contaminants". Wat. Sci. Tech. Vol10, Nos 5/6, pp 455-467. UK.
- Herrmann, R. et al. 1992. "Charakterisierung und Analyse der Verschmutzung des niederschlage und des Niederschlagsabflusses, Teilprojekt 1. Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Tyskland.
- Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M. 1984. Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge“. Third international conference on urban storm drainage. CTH. Göteborg.

Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M. 1985. "Bräddavlopp" Byggeforskningsrådet ISBN 91-540-4580-0 Stockholm.

Horkeby, B. og Malmqvist, P-A. 1977. "Mikroämnen i dagvatten". SNV PM 926. Stockholm.

Kern, U., Wüst, W., Daub, J., Striebel, T. und Herrmann, R. 1992. "Abspülverhalten von Schwermetallen und organischen Mikroschadstoffen im Strassenabfluss". Wasser-Abwasser 133, nr. 11.

Klein, H. 1982. "Die Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahn". Wasserwirtschaft, vol. 72, pp37-43. Stuttgart.

Larm, T. 1994. "Dadvattenets sammansättning, recipientpåverkan och behandling". VAV-rapport nr. 1994-06. Stockholm.

Larm, T. 2003. "Schablonhalter- StormTac. Version 2003-02. SWECO

Larm, T. et al. 2002. "Kartlegging av föroreningsutsläpp med dagvatten til recipienter i Lidingö Stad". SWECO VBB VIAK Stockholm.

Lindholm, O. 1977. "Forurensninger i overvann". PRA brukerrapport nr. 7. NIVA. Oslo.

Lisper, P. 1974. "Om dagvattnets sammansättning och dess variationer". CTH. Doktorsavhandling. Göteborg.

Lygren, E. og Gjessing, E. 1984. "Highway pollution in a Nordic climate" VA-rapport nr. 3 1984. NIVA, Oslo.

Makepeace, D. K., Smith, D.W. and Stanley, S.J. 1995. "Urban Stormwater Quality: Summary of Contaminant Data". Critical Review in Env. Sci. Tech. Vol. 25 (2), pp 93-139.

Malmqvist, P-A., Svensson, G. og Fjellström, C. 1994. "Dagvattnets sammansättning". VAV-rapport nr. 1994-11. Stockholm.

Malmqvist, P-A. 1983. "Urban Stormwater Pollutant Sources". ISBN 91-7032-106-X. CTH Göteborg.

Malmqvist, P-A. 1982. "Dagvattnets föroreningar". Chalmers tekniska Högskola. Meddelande nr. 66. Göteborg.

Malmquist, P-A. og Svensson, G. 1975. "Tungmetaller i dagvatten". VATTEN nr. 3. 1975.

Melanen, M. 1980. "Taajamien hule-ja sulamisvedet" Tiedatus 197. National Board of Waters, Helsinki.

Miljöförvaltningen. 1999. "Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholm". Miljöförvaltningen i Stockholm by.

Miljøstyrelsen. 1981. "Regnvandsundersøgelser 1979-1980. Slutrapport". Miljøprojekter nr. 33 maj 1981 København.

Miljøstyrelsen 1994. Vandmiljø - 94. Redegjørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2, 1994. København.

Miljøstyrelsen. 1997. "Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer". Miljøprojekt nr. 355. København.

Mountain Empire Community College. Virginia. USA. 2003.

www.me.cc.va.us/dept/ietech/water_wastewater/distance_learning/courses/CIV246/table2b.htm

Ng, H. Y. F. 1987. "Rainwater contribution to the dissolved chemistry of storm runoff". Fourth International conference on urban storm runoff. Lausanne 1987.

NIVA 2003. "Strategisk instituttprogram om organiske miljøgifter". Oslo.

Novotny, V., Smith, D. W., Kuemmel, D.A., Mastroiano, J. and Barto, A. 1999. "Urban and Highway Snowmelt: Minimizing the impact on receiving Water". Water Environment Research Foundation WERF. Project 94-IRM-2.

Olivera. 2003. "Direct runoff coefficients". University of Texas. Department of Civil Engineering. USA.

Oslo kommune. 2003. "Årsberetning for Bekkelaget renseanlegg år 2002". Oslo

Robinson, P., Avergård, J., Mattson, J. og Paxéus, N. 1989. Provtagningar i referensområden. Etapp 2. Rapport 1991:1. GRYAB & Ryaverket. Göteborg.

Schueler, T. 1987. "Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban Best Management Practices". MWWCOG. Washington, D.C.

Siverth, R. 1995. "Vägdagvatten. En miljöstudie". Examensarbete 1995:14. VA-teknik Chalmers. Göteborg.

Statens forurensingstilsyn. 1979. "Veiledning ved dimensjonering av avløpsledninger". TA-550. Oslo.

Statens Naturvårdsverk. 1983. "Dagvattenhantering. Planering och miljöeffekter". Meddelande 1/1983. ISBN 91-38- 07325-0. Stockholm.

Statistiska centralbyrån, 1995. "Utsläpp till vatten och slamproduktion 1995. Statistiska meddelande, Na 22 SM 9701. Stockholm.

Stene Johansen, S. og Samdal, J. E. 1995. "Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord". NIVA-rapport 611/95. Oslo.

Stockholm Stad. 2001. "Klassifisering av dagvatten och recipienter, samt riktlinjer för reningskrav- del 2". April 2001. Stockholm.

Storhaug, R. 1996. Miljøgifter i overvann". SFT-rapport 96:18

Storhaug, R og Paulsrud, B.. 1993. "Miljøgifter i kommunalt avløpsvann". SFT-rapport nr. 93:10. Oslo.

"StormTac." 2003. Se Larm.

Stormwater Manager's Resource Center . EPA. 2003. <http://www.stormwatercenter.net/>

Stotz, G. 1987. Investigations of the properties of the surface water runoff from federal highways in Germany" The Science of the Total Environment, 59 pp. 329-337.

Thorolfsson, S. T. "Personlig meddelelse". 2003.

Vestfjorden avløpsselskap (VEAS) 2003. "Årsberetning for 2002" Røyken.

Vestfjorden avløpsselskap (VEAS) 2002. "Årsberetning for 2001" Røyken.

VAV. 1976. Anvisningar för beräkning av allmänna avloppsledningar. VAV P28. Stockholm.

Vägverket. 2001. "Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag I förhållande till andra föroreningskällor" Publikation 2001:114. Sverige.

Wüst, et al. 1994. "Street wash-off behaviour of heavy metals, PAH and nitrophenols". Science of the Total Environment. 146/147, pp457-463.

Århus Amt 1996. "Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i Århus Amt 1996. Nov. 1996.

Åstebøl, S. O. og Krogh, A. 2002. "Overvåking av rensbasseng E6 Skullerudkrysset" Interconsult. Oslo.