

# Risiko ved nedsivning og udledning af separatkloakeret regnvand

## Baggrundsrapport

Udkast oktober 2012

Thomas H. Larsen, Jes Vollertsen og Søren Gabriel

Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut &  
Orbicon A/S - 2012



TEKNOLOGISK  
INSTITUT



# Indholdsfortegnelse

1	Indledning og formål....3
2	Indhold i overfladevand af forskellige stoffer i overfladevand....3
2.1	Tagvand....4
2.1.1	Relevante stoffer....4
2.1.2	Stoffluxe....7
2.2	Vejvand mv....8
2.2.1	Relevante stoffer....8
2.2.2	Vejsaltning....16
2.2.3	Stoffluxe....16
3	Processer der påvirker stofferne under simpel rensning og transport igennem jord og grundvand....18
3.1	Fordampning....18
3.2	Fotokemisk nedbrydning....18
3.3	Sedimentation....18
3.4	Planteoptag....19
3.5	Fysisk filtrering....19
3.6	Dispersion....19
3.7	Densitetseffekter....20
3.8	Sorption....20
3.9	Kompleksdannelse....21
3.10	Udfældning....21
3.11	Abiotisk nedbrydning....22
3.12	Biologisk nedbrydning....22
4	Klassifikation og risikovurdering af vej- og tagvand....22
4.2	Oliestoffer....26
4.3	PAHer....26
4.4	Andre relevante organiske stoffer....27
4.5	Tungmetaller (partikulært og opløst)....27
4.6	Næringssalte....27
7	Andre relevante uorganiske stoffer....28
4.8	Bakterier....28
5	Uddybende Risikovurderinger....28
5.1	Metoder og tilgange....29
5.2	Datakrav....29
6	Konklusioner....30
7	Referencer....31

# 1 Indledning og formål

Dette notat er udarbejdet som et led i projektet "Teknologier til håndtering og rensning af separat regnvand", der er udarbejdet for Naturstyrelsen. Formålet med notatet er at beskrive sammensætning af afledt vand, de processer der betyder noget for transporten og hermed skæbnen af stofferne i jord og grundvand, samt på baggrund af grundvandskvalitetskriterierne vurdere og ranke de forskellige stoffers potentielle påvirkning af jord/grundvand. Herudover gives forslag til metodik for uddybende risikovurderinger over udvalgte stoffer/grupper.

Der er tidligere i forbindelse med anvendelse af LAR i Københavns Kommune udført betragtninger på hvilken risiko der er ved nedsivning og udledning af forskellige former for overfladevand /1/. Nærværende beskrivelse er en uddybning af forholdene, der skal tages i betragtning i forhold til en evaluering af risikoen overfor grundvandet ved nedsivning. Udledning til recipienter og risikoen ved dette er ikke behandlet i dette afsnit, men behandlet i et separat notat.

## 2 Indhold i overfladevand af forskellige stoffer i overfladevand

I forbindelse med LAR projektet i Københavns Kommune er der tidligere indsamlet data fra forskellige kilder der belyser indholdet af forskellige miljøfremmede stoffer i overfladevand /2/. I /2/ er det konkluderet, at der er endog stor variabilitet i indhold af miljøfremmede stoffer i regnvand. I de følgende afsnit er der inddraget data fra /2/ samt yderligere data fra /3, 4, 5, 11/ til en statistisk gennemgang for at få så sikkert et datagrundlag som muligt.

Generelt varierer de fundne koncentrationsdata over flere størrelsesordener, pga. den naturlige variation der er i regnintensitet, tidsmæssig afstand mellem regnhændelser, tidspunkt i hændelsen for prøvetagningen, trafikintensiteten og en hel række andre faktorer. Der er således brug af at anvende et mål, som er reproducerbart og som rummer en vis form for sikkerhed. For langt hovedparten af stofferne er de relevante grænseværdier i både grundvandsmæssig sammenhæng og overfor recipienter baseret på sikre mod kroniske skader forårsaget af den gennemsnitlige langtidspåvirkning. I forhold til dette giver det derfor god mening ikke at betragte de mest ekstreme koncentrationer som styrende, men vælge et estimat der repræsenterer gennemsnittet mere. Kvaliteten og antal af data for de forskellige stoffer er svingende. Generelt må måleserier med mange data karakteriseres som mere sikre end dataserier med færre datasæt, hvilket også afspejler sig, hvis man kigger på egentlige konfidensintervaller for statistisk behandlede data.

For at anvende en konsistent metode, der prøver at rumme, datasættenes forskelligheder er det besluttet at anvende 90 % konfidensniveauet for den lognormalfordeling, der bedst beskriver data som udtryk for indholdet. Denne værdi er herefter brugt til sammenligningen med de forskellige kriterier. Ved at anvende 90 % fraktilen sikres en høj grad af sikkerhed for at gennemsnittet er mindre og en påvirkning derfor mindre end vurderet ud fra denne værdi for alle de omfattende datasæt. Herudover opnås en sikkerhed for at gennemsnittet ikke overskrider værdien på de mere sparsomme datasæt. Sammenfattende vurderes 90 % således at være et relativt konservativt estimat i forhold til den samlede belastning.

## 2.1 Tagvand

Tagvand er benævnelsen for afløb fra tagoverflader af forskellig beskaffenhed. I Danmark er hovedparten af tagmaterialerne fibercementtage /14/. Herudover anvendes der på en stor del af bygningerne anvendt tegl/betontegl og tagpap. Rørføringer fra tag til terræn er typisk udført i PVC eller forskellige metaller som zink eller kobber.

Ud over de ovennævnte materialer er der særligt på en del ældre bygninger anvendt kobber og zink som tagbelægning. I /14/ er det opgjort (data fra 1997) at eternit og anden fibercement udgjorde ca. 50 % af arealet, tegl/cementtegltag ca. 20 %, tagpaptage ca. 16 %, metaltage ca. 7 %, stråtag 1,5 % og andre materialer tilsammen ca. 4 %.

Inddækninger omkring gennemføringer, vinduer etc. er tidligere udført i bly eller blylegeringer, men dette blev i 2002 forbudt ved nykonstruktioner. I stedet anvendes i dag plast og bl.a. zink og aluminiumslegeringer.

Sammensætningen af tagvandet reflekterer derfor de tage der anvendes, i kombination med det indhold af stoffer der "naturligt" forekommer i regnvand. Tage med metalbelægninger, vil derfor som udgangspunkt have et højere indhold af metaller i tagvandet end tage med tegl eller lignende.

I 2003 udførte Miljøstyrelsen en risikovurdering af tagvand i forhold til opsamling og genanvendelse til udendørs anvendelse som vanding mv. /12/. Den helt overordnede konklusion var, at det kunne være forbundet med en risiko, såfremt man drak vandet direkte, men at risikoen for indtag af patogene organismer ved vanding etc. må karakteriseres som meget lille.

### 2.1.1 Relevante stoffer

Stoffer, der kan være relevante i forbindelse med tagvand, er udover, hvad der generelt forefindes i regnvand de stoffer, der kan afgives fra materialer der anvendes til selve taget og de rørkonstruktioner vandet ledes væk igennem.

Der er i forbindelse med /2/ gennemgået en række tagvandsanalyser fra Ørestaden. Ørestaden er et nyt byggeri, hvor metaltage er forbudt. I tagvand fra andre tage kan der derfor forekomme højere metal koncentrationer end de målte i denne forbindelse, såfremt der er tale om metaltage. Data er bearbejdet statistisk således, at data er forsøgt tilpasset en lognormalfordeling, der typisk er den fordeling der repræsenterer denne type af data bedst med henblik på at opstille fraktiler. Data under detektionsgrænsen er repræsenteret ved 1/2 delen af detektionsgrænsen. 90 % fraktilen er valgt som repræsentation for "worst case" koncentrationen jf. ovenstående.

I tabel X.1 er data for de målte parametre angivet sammen med fraktiler i den bedst mulige lognormalfordeling til beskrivelse af data.

Tabel 2.1. Sammenstilling af data fra /2/ med koncentrationer af diverse komponenter i tagvand i Ørestaden.

Parameter	# datapunkter	nedre grænse	øvre grænse	Log normal	Snit	Std afv.	Fraktiler					Bemærkninger
							25%	50%	75%	90%	95%	
Kulbrinter												
Benzen <sup>1)</sup>	12	0,1	0,1	Nej	0,1	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen (0,2-0,5 ug/l)
Toluen <sup>1)</sup>	12	0,1	0,1	Nej	0,1	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen (0,2-0,5 ug/l)
Ethylbenzen <sup>1)</sup>	12	0,025	0,025	Nej	0,025	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen (0,2-0,5 ug/l)
m+p-xylen <sup>1)</sup>	12	0,25	0,25	Nej	0,25	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen (0,2-0,5 ug/l)
o-xylen <sup>1)</sup>	12	0,25	0,25	Nej	0,25	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen (0,2-0,5 ug/l)
C6 til nC10	12	2,5	2,5	Nej	2,5	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen (5 ug/l)
nC10 til nC25 <sup>1)</sup>	12	2,5	2,5	Nej	2,5	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen

nC25 til nC35 <sup>1)</sup>	12	5	5	Nej	5	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Total kulbrinter - olie <sup>1)</sup>	12	5	26	Nej	7	4	4	6	9	12	15	En enkelt prøve ud af 12 over detektionsgrænsen
<i>PAHer</i>												
Naphthalen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,085	Nej	0,01	0,01	0,004	0,007	0,014	0,024	0,033	Kun to værdier over detektionsgrænsen
Acenaphthylen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,019	Nej	0,006	0,002	0,004	0,006	0,007	0,009	0,011	Kun en værdi over detektionsgrænsen
Acenaphthen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,029	Nej	0,009	0,006	0,005	0,007	0,011	0,016	0,021	Kun tre værdier over detektionsgrænsen
Fluoren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Phenanthren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,13	Nej	0,013	0,018	0,004	0,008	0,016	0,03	0,043	Kun tre værdier over detektionsgrænsen
Anthracen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,015	Nej	0,006	0,002	0,004	0,005	0,007	0,008	0,009	Kun en værdi over detektionsgrænsen
Fluoranthren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,097	Nej	0,009	0,01	0,004	0,006	0,011	0,019	0,026	Kun en værdi over detektionsgrænsen
Pyren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,043	Nej	0,008	0,006	0,004	0,006	0,01	0,015	0,018	Kun to værdier over detektionsgrænsen
Benzo(a)anthracen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Chrysen/Triphenylen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Benz(b+j+k)fluoranthren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Benzo(a)pyren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Indeno(1,2,3-cd)pyren <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Dibenzo(a,h)anthracen <sup>1)</sup>	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Benzo(g,h,i)perylene	12	0,005	0,005	Nej	0,005	-	-	-	-	-	-	Alle data under detektionsgrænsen
Sum PAH	12	0,005	0,32	Nej	0,04	0,12	0,004	0,012	0,035	0,089	0,16	Kun fire værdier over detektionsgrænsen
<i>Metaller</i>												
Aluminium <sup>1)</sup>	12	8,4	130	Ja	31	26	14	24	39	60	78	
Aluminium, filtreret <sup>1)</sup>	12	5,7	20	Ja	13	6,4	8	11	16	21	25	
Bly <sup>1)</sup>	12	0,05	0,57	Ja	0,36	0,28	0,18	0,28	0,45	0,68	0,87	
Cadmium <sup>1)</sup>	12	0,015	0,045	Nej	0,02	0,009	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	Kun to værdier over detektionsgrænsen
Chrom <sup>1)</sup>	12	0,25	3,1	Nej	0,46	0,42	0,2	0,34	0,58	0,92	1,23	Kun to værdier over detektionsgrænsen
Kobber <sup>1)</sup>	12	1,6	100	Ja	8,4	12,5	2,3	4,7	9,7	19	28	
Nikkel <sup>1)</sup>	12	0,23	2,6	Ja	0,87	0,7	0,42	0,68	1,1	1,7	2,2	
Zink <sup>1)</sup>	12	3,9	700	Ja	282	728	38	102	266	633	1063	
<i>Diverse parametre</i>												
Ledningsevne (mS/m)	12	2,5	250	Ja	50	185	4	13	39	106	192	
Suspenderet stof <sup>2)</sup>	12	1,3	15	Ja	6,5	6,1	2,8	4,7	8,1	13,1	17,6	
Tørstof	12	10	1790	Ja	356	1156	36	105	301	777	1372	
Glødetab (af total)	12	10	593	Ja	128	178	4	1	151	283	412	
BOD <sup>2)</sup>	9	0,54	6,94	Ja	2,6	2,2	1,2	2	3,2	5,1	6,7	
Kemisk iltforbrug, COD <sup>2)</sup>	12	2,6	32	Ja	12,7	10,5	6	9,8	16	24,8	32	
Ammoniak+ammonium-N, filtreret <sup>2)</sup>	12	0,0025	1,5	Ja	0,57	2,52	0,04	0,13	0,41	1,18	2,21	
Nitrit+nitrat-N, filtreret <sup>2)</sup>	12	0,008	3,53	Ja	1,5	5	0,15	0,43	1,24	3,25	5,78	
Nitrogen total <sup>2)</sup>	12	0,46	4,26	Ja	1,8	1,4	0,88	1,4	2,24	3,41	4,38	
Ortophosphat phosphor, filtreret <sup>2)</sup>	12	0,0057	0,188	Ja	0,073	0,139	0,015	0,034	0,078	0,166	0,26	
Phosphor total <sup>2)</sup>	12	0,01	0,29	Ja	0,1	0,11	0,04	0,07	0,13	0,22	0,3	
Klorofyl a <sup>2)</sup>	11	0,25	5	Ja	2,2	4,2	0,44	1,01	2,34	4,97	7,8	
Chlorid <sup>2)</sup>	12	3,6	721	Ja	122	619	7	24	80	241	465	
Salinitet	12	0,05	1,2	Nej	0,15	0,22	0,04	0,08	0,18	0,33	0,49	
Termotolerante Coli (#/100 ml)	12	1	7900	Ja	3196	57.097	35	179	902	3878	9282	

1) Koncentrationer i µg/l,

2) Koncentrationer i mg/l

I tabel 2.2 er 90 % fraktilen (worst-case koncentrationen) sammenholdt med værdier for henholdsvis bekendtgørelse 1022 om miljøkvalitetskrav i recipienter, krav til drikkevandkvalitet og krav til grundvand.

Table 2.2. 90% fractiles (worst-case concentration) from measurements of tap water in Ørestaden compared with various requirements for recipient quality, drinking water and groundwater. The effect of the treatment and dilution, which will occur with precipitation or discharge, is not included. Values exceeding recipient quality criteria are marked with yellow, values exceeding groundwater/drinking water quality criteria are marked with orange, values exceeding both recipient and groundwater/drinking water criteria are marked with red.

Parameter	90 % fraktil	Kortidskrav ferskvand	Kortidskrav saltvand	Drikkevandskrav	Grundvandskrav	Bemærkninger
<i>Kulbrinter</i>						
Benzen <sup>1)</sup>	-	1	1	1	1	
Toluen <sup>1)</sup>	-	74	7,4	-	5	Drikkevand total olie 5 ug/l
Ethylbenzen <sup>1)</sup>	-	20	2			
m+p-xylen <sup>1)</sup>	-	10	1			Sum af xylenere i recipient
o-xylen <sup>1)</sup>	-	10	1			Sum af xylenere i recipient
C6 til nC10	-	-	-	-	-	Se total olie
nC10 til nC25 <sup>1)</sup>	-	-	-	-	-	Se total olie
nC25 til nC35 <sup>1)</sup>	-	-	-	-	-	Se total olie
Total kulbrinter - olie <sup>1)</sup>	12	-	-	5	9	Olie kun reguleret via enkeltstoffer i
<i>PAHer</i>						
Naphthalen <sup>1)</sup>	0,024	2,4	1,2	2	1	
Acenaphthylen <sup>1)</sup>	0,009	1,3	0,13	-	-	Se også PAH sum
Acenaphthen <sup>1)</sup>	0,016	3,8	0,38	-	-	Se også PAH sum
Fluoren <sup>1)</sup>	-	2,3	0,23	-	-	Se også PAH sum
Phenanthren <sup>1)</sup>	0,03	1,3	1,3	-	-	Se også PAH sum
Anthracen <sup>1)</sup>	0,008	0,1	0,1	-	-	Se også PAH sum
Fluoranthren <sup>1)</sup>	0,019	0,1	0,1	0,1	-	Se også PAH sum
Pyren <sup>1)</sup>	0,015	0,0046	0,0017	-	-	Se også PAH sum
Benzo(a)anthracen <sup>1)</sup>	-	-	-	-	-	Se også PAH sum
Chrysen/Triphenylen <sup>1)</sup>	-	0,014	0,0014	-	-	Se også PAH sum
Benz(b+j+k)fluoranthren <sup>1)</sup>	-	0,03	0,03	0,1	-	Se også PAH sum
Benzo(a)pyren <sup>1)</sup>	-	0,05	0,05	0,01	0,01	Se også PAH sum
Indeno(1,2,3-cd)pyren <sup>1)</sup>	-	-	-	-	-	Se også PAH sum
Dibenzo(a,h)anthracen <sup>1)</sup>	-	0,0014	0,00014	-	-	Se også PAH sum
Benzo(g,h,i)perylene	-	0,002	0,002	-	-	Se også PAH sum
Sum PAH	0,089	-	-		0,1	
<i>Metaller</i>						
Aluminium, total <sup>1)</sup>	60	-	-	-	-	
Aluminium, opløst <sup>1)</sup>	21			100	-	
Bly, opløst <sup>1)</sup>	0,68	0,34	0,34	5	1	
Cadmium, opløst <sup>1)</sup>	0,03	0,08	0,2	2	0,5	Laveste Cd kriterium i
Chrom, opløst <sup>1)</sup>	0,92	4,9	3,4	20	25	Cr total
Kobber, opløst <sup>1)</sup>	19	1	1	100	100	
Nikkel, opløst <sup>1)</sup>	1,7	2,3	0,23	20	10	
Zink, opløst <sup>1)</sup>	633	7,8	7,8	100	100	
<i>Diverse parametre</i>						

Suspenderet stof <sup>2)</sup>	13,1	-	-	-	-	Turbiditet reguleret i
Tørstof <sup>2)</sup>	777	-	-	-	-	
Glødetab (af total) <sup>2)</sup>	283	-	-	-	-	
BOD <sup>2)</sup>	5,1	15	-	-	-	Reguleres i drikkevand via
Kemisk iltforbrug, COD <sup>2)</sup>	24,8	75	-	-	-	Reguleres i drikkevand via
Ammoniak+ammonium-N, filtreret <sup>2)</sup>	1,18			0,04	-	0,5 mg/l i grundvand fra
Nitrit+nitrat-N, filtreret <sup>2)</sup>	3,25	-	-	11	-	
Nitrogen total <sup>2)</sup>	3,41	8		-	-	Udledningskrav til rensesanlæg
Ortosphosphat phosphor,filtreret <sup>2)</sup>	0,166			-	-	
Phosphor total <sup>2)</sup>	0,22	1,5		-	-	Udledningskrav til rensesanlæg
Klorofyl a <sup>2)</sup>	4,97			-	-	
Chlorid <sup>2)</sup>	241			250	-	
Salinitet	0,33	-	-	-	-	
Termotolerante Coli (#/100 ml)	3878	1000	1000	1	-	Badevandskrav i recipient

1) Koncentrationer i µg/l,

2) Koncentrationer i mg/l

Som det ses af tabel 2.2 er der for langt de fleste stoffers vedkommende tale om indhold, der ligger under samtlige kvalitetskrav, der er opstillet. For de organiske stoffer, der er målt på tagvandet findes en 90 % fraktil for olieindholdet i det rå tagvand i samme størrelsesorden som grundvandskvalitetskriteriet og drikkevandskriteriet. For den specifikke PAH pyren findes en 90 % fraktil, der svarer til knap en faktor 10 over miljøkvalitetskriteriet for saltvand. For metallerne bly, kobber og zink svarer 90 % fraktilen til en overskridelse, primært af recipientkvalitetskravene, men for zinks vedkommende også for grundvandskvalitetskriteriet. For bly svarer overskridelsen af recipientkvalitetskriteriet til en faktor 2, for kobber og zink hhv. en faktor 20 og en faktor 80. I forhold til grundvandskvalitetskriteriet for Zn er overskridelsen en faktor 6. Ammoniumindholdet overskrider drikkevandskvalitetskriteriet, men er ikke medtaget i de videre betragtninger, da stoffet dels forekommer naturligt og indgår i mange processer inden det evt. ender i drikkevandet.

Den mikrobiologiske kvalitet vurderet ud fra colitallet ses desuden at være væsentligt over drikkevandskriteriet samtidig med, at der i forhold til badevandskrav ses en overskridelse på ca. en faktor 4.

Sammenfattende ses, at 90 % fraktilen (worst-case koncentrationen) for pyren, kobber og zink i urensset tagvand overskrider kvalitetskriterierne med mere end en størrelsesorden. Den rensning og fortynding, der sker ved udledning eller nedsivning indgår dog ikke i dette.

## 2.1.2 Stoffluxe

I Danmark er der jf. Danmarks statistik et samlet bygningsareal på ca. 500.000.000 m<sup>2</sup>, eksklusive garager, udhuse mv. Dette svarer til ca. 1,2 % af Danmarks samlede areal.

Tages der udgangspunkt i en gennemsnitlig nettonedbør i Danmark på 750 mm og en afløbskoefficient fra tagene på 0,85 fås en samlet nedbørsmængde til håndtering på ca. 320.000.000 m<sup>3</sup>/år.

De samlede stoffluxe for stofferne, der overskrider kriterier der indgår i tabel 2.2 er vist i tabel 2.3.

Tabel 2.3 Samlede estimerede stoffluxe for Danmark for stoffer målt i tagvand. Den samlede vandmængde er opgjort til ca. 320.000.000 m<sup>3</sup>/år.

Stof	Koncentration (90 % fraktil) (µg/l)	Samlet stofflux (kg/år)
Total kulbrinter	12	3.800
Pyren	0,015	2
Bly	0,68	220
Kobber	19	6.100
Zink	633	202.000

Der er i de videre afsnit lavet tilsvarende beregninger for andre vandtyper.

## 2.2 Vejevand mv.

Veje, pladser mv. afvandes i dag henholdsvis direkte til jord og evt. recipienter ved grøftning eller ved afvanding via spildevandssystemet, hvor vandet enten ledes med igennem spildevandsbehandlingen eller udledes til recipient enten direkte eller efter eksempelvis bassiner med hydraulisk kontrol eller andre relativt simple renseforanstaltninger.

Vejarealet kan i et vist omfang vurderes på baggrund af den trafikbelastning der sker på det, således at det generelle indhold af stoffer øges med trafikmængden. Dette ses bl.a. af data fra /2/.

Forskellige tidspunkter i nedbørshændelserne vil også give forskellige koncentrationer. Således opleves der typisk højere koncentrationer i starten af hændelsen og mindre koncentrationer senere i forløbet jf. bl.a. /3, 10, 22/. Effekten ses at være størst på mindre arealer /10/.

Der er udført en gennemgang af Best Stormwater Practice databasen /11/ med henblik på at identificere datasæt, der kan anvendes til en statistisk evaluering af indholdet af forskellige stoffer til supplement af data målt i danske undersøgelser.

### 2.2.1 Relevante stoffer

Befæstede arealer anvendes typisk til forskellige former for trafik. Ved kørsel og parkering afgiver køretøjer der færdes eller parkeres forskellige stoffer fra brændstof, smøremidler, bremsedele, dæk, karosseri mv. Herudover afgiver selve belægningerne inkl. pigmenter mv. også stoffer til det regnvand der afstrømmer. I forbindelse med vintertrafik udgør salt en særlig problemstilling. De stoffer der typisk afgives er forskellige former for kulbrinter fra brændstof, smøremidler, rustbeskyttelsesmidler, dæk herunder PAHer samt forskellige metaller fra alle metalliske sliddele. Herudover er der eksempelvis plastblødgørere mv. Selve asfaltbelægningen afgiver også kulbrinter og PAHer. Der er en sammenhæng mellem stofindhold og intensitet af benyttelsen af arealerne. I /13/ refereres bl.a. en undersøgelse fra Sverige, hvor denne sammenhæng er dokumenteret. Der ses en næsten lineær sammenhæng mellem trafikintensiteten og koncentrationen af en lang række forskellige komponenter i afløbsvandet.

I tabel 2.4 er vist den statistiske bearbejdning af samtlige data fra Stormwater BMP databasen. Der er her kigget på en lang række enkeltkomponenter i forbindelse med regnhændelser, fra en del forskellige lande og områder. Datasættet er relativt stort som det også ses af tabellen. Datasættet er helt klart domineret af metalmålinger samt generelle vandkvalitetsparametre og savner større måleserier af miljøfremmede organiske stoffer med lave detektionsgrænser. Der er målt en række organiske parametre på mindre datasæt inkl. oliekomponenter og PAH, men typisk med



detektionsgrænser på 1-10 µg/l, hvilket ikke har givet detekterbare koncentrationer. Data forventes på denne baggrund at repræsentere et bredt udsnit af hændelser og afstrømningsoplande med forskellig benyttelsesintensitet og således at være anvendeligt til at beskrive den forventede sammensætning i et helt bredt perspektiv. Ved bearbejdningen er data forsøgt tilpasset med en logaritmisk normalfordeling, og der er beregnet hhv. 25%, 50%, 75%, 90% og 95% fraktiler for de bedst tilpassede fordelinger.

Tabel 2.4. Sammenstilling af data fra /11/ med koncentrationer af diverse komponenter i afløbsvand fra veje i forbindelse med forskellige regnhændelser.

Parameter	# datapunkter	nedre grænse	øvre grænse	Log normal	Snit	Std afv.	Fraktiler					Bemærkninger
							25%	50%	75%	90%	95%	
<i>Kulbrinter</i>												
Olie/fedt total <sup>2)</sup>	300	0,025	2760	Nej	13	53	1	3	10	27	50	Målt med IR metode, ikke sammenlignelig med kriterierne
Enkeltkomponenter (benzen, toluen mv.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Ingen over 1-5 µg/l, ca. 70 datasæt
<i>PAHer</i>												
Samtlige målte individuelle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Ingen over 2-5 µg/l, ca. 90 datasæt
<i>Metaller</i>												
Aluminium, opløst <sup>1)</sup>	24	12	571	Ja	113	161	32	65	131	249	365	
Arsen, As opløst <sup>1)</sup>	149	0,05	14	Nej	2	5,4	0,3	0,7	1,8	4,4	7,5	
Barium, Ba, opløst <sup>1)</sup>	20	20	250	Nej	108	95	49	81	135	214	281	Alle data under detektionsgrænsen på hhv.40 og 500 µg/l.
Beryllium, Be, opløst <sup>1)</sup>	20	1	12,5	Ja	6,8	8,6	2,2	4,2	8,1	18	21	Alle data under detektionsgrænsen på hhv.2 og 25 µg/l.
Cadmium, Cd, opløst <sup>1)</sup>	289	0,04	6,35	Nej	0,4	0,7	0,11	0,23	0,48	1	1,4	
Cadmium, Cd, suspenderet <sup>1)</sup>	10	0,23	8,9	Ja	0,9	1,5	0,2	0,5	1,0	2,0	3,1	
Cadmium, Cd, total	848	0,03	37	Nej	1,7	4,4	0,23	0,6	1,6	3,8	6,4	
Chrom, Cr, opløst <sup>1)</sup>	194	0,07	22,5	Nej	2,9	5,4	0,6	1,4	3,1	6,6	10,3	
Chrom, Cr, suspenderet <sup>1)</sup>	12	11,2	138	Ja	36	37	14	25	44	75	102	
Chrom, Cr, total <sup>1)</sup>	355	0,2	242	Nej	8,9	14,5	2,2	4,7	10	20	30	
Kobber, Cu, opløst <sup>1)</sup>	351	0,2	3540	Nej	28	113	2,1	6,7	21	58	108	
Kobber, Cu, suspenderet <sup>1)</sup>	8	14	103	Ja	49	41	23	38	62	96	125	
Kobber, Cu, total <sup>1)</sup>	965	0,5	460	Nej	18	33	3,8	8,7	20	41	63	
Nikkel, Ni, opløst <sup>1)</sup>	147	0,2	27	Nej	3,9	8,1	0,7	1,7	4,1	9	14	
Nikkel, Ni, total <sup>1)</sup>	316	0,2	55	Ja	8,8	12,1	2,6	5,1	10	19	28	
Bly, Pb, opløst <sup>1)</sup>	319	0,025	38	Nej	3,5	19	0,18	0,62	2,2	6,7	13	
Bly, Pb, suspenderet <sup>1)</sup>	10	15	120	Ja	38	31	18	29	48	74	96	
Bly, Pb, total <sup>1)</sup>	1006	0,025	1200	Nej	26	124	1,7	5,6	18	54	102	
Antimon, Sb, opløst <sup>1)</sup>	20	2,5	3,5	Nej	2,8	0,45	2,5	2,8	3,1	3,4	3,6	Alle data under detektionsgrænsen på hhv.5 og 7 µg/l.
Zink, Zn, opløst <sup>1)</sup>	314	0,5	493	Ja	50	99	10	23	53	114	180	
Zink, Zn, total <sup>1)</sup>	1205	1	3500	Ja	126	209	30	65	141	284	432	
<i>Diverse parametre</i>												
Suspenderet stof <sup>2)</sup>	1975	0,006	6143	Ja	116	391	11	33	96	252	448	
BOD <sup>2)</sup>	403	0,15	136	Ja	7	9	2,2	4,4	8,6	16	23	
Kemisk iltforbrug, COD <sup>2)</sup>	698	0,5	3000	Ja	76	90	26	49	93	163	229	
Ammoniak+ammonium-N, filtreret <sup>2)</sup>	3104	0,001	34	Nej	0,15	0,38	0,02	0,05	0,14	0,33	0,56	
Nitrit+nitrat-N, filtreret <sup>2)</sup>	4548	0,0005	73	Nej	0,33	4,4	0,01	0,03	0,11	0,47	1,06	
Nitrogen total <sup>2)</sup>	2747	0,008	53	Nej	2,2	1,7	1,1	1,7	2,8	4,2	5,4	
Ortophosphat phosphor, filtreret <sup>2)</sup>	494	0,0005	2,01	Ja	0,15	0,24	0,03	0,07	0,16	0,33	0,5	
Phosphor total <sup>2)</sup>	3706	0,005	5,6	Nej	0,56	1,2	0,1	0,24	0,57	1,26	2,03	
Chlorid <sup>2)</sup>	360	0,05	8740	Ja	132	1867	2	9	44	178	412	Er ikke nødvendigvis retvisende pga. store områder hvor der ikke saltes
E coli – total (#/100 ml)	168	4	59.000	Nej	17488	287.688	214	1061	5239	22.048	52.107	
Termotolerante Coli (#/100 ml)	354	1	430.000	Nej	37737	2E+06	100	677	4583	25.635	71.824	

1) Koncentrationer i µg/l,

2) Koncentrationer i mg/l

I tabel 2.4 er 90 % fraktilerne svarende til "worst case" scenario vist sammenlignet med relevante kriterier med henblik på at identificere stoffer der umiddelbart kan være problematiske i forhold til direkte udledning til recipient eller nedsvivning.

Tabel 2.4. 90% (worst-case koncentrationen) fraktiler fra afstrømning hentet ind fra BMP databasen /11/ sammenlignet med diverse krav til recipientkvalitet, drikkevand og grundvand. Værdier der overskrider et recipientkvalitetskriterier er mærket op med gult, værdier der overskrider grundvand/drikkevandskvalitetskriterier er mærket op med orange, værdier der overskrider både recipient- og grundvand/drikkevandskriterier er mærket op med rødt.

Parameter	90 % fraktil	Kortidskrav ferskvand	Kortidskrav saltvand	Drikkevandskrav	Grundvandskrav	Bemærkninger
<i>Kulbrinter</i>						
Benzen <sup>1)</sup>	< 2	1	1	1	1	
Toluen <sup>1)</sup>	-	74	7,4	-	5	Drikkevand total olie 5 ug/l
Ethylbenzen <sup>1)</sup>	<2	20	2			
m+p-xylen <sup>1)</sup>	<2	10	1			Sum af xylenere i recipient
o-xylen <sup>1)</sup>	<2	10	1			Sum af xylenere i recipient
Total kulbrinter - olie <sup>1)</sup>	Ikke målt med GC	-	-	5	9	Olie kun reguleret via enkeltstoffer i
<i>PAHer</i>						
Sum PAH	<2-5	-	-		0,1	
<i>Metaller</i>						
Aluminium, opløst <sup>1)</sup>	131	-	-	100	-	
Bly, opløst <sup>1)</sup>	7	0,34	0,34	5	1	
Cadmium, opløst <sup>1)</sup>	1,0	0,08	0,2	2	0,5	Laveste Cd kriterium i
Chrom, opløst <sup>1)</sup>	7	4,9	3,4	20	25	Cr total
Kobber, opløst <sup>1)</sup>	58	1	1	100	100	
Nikkel, opløst <sup>1)</sup>	9	2,3	0,23	20	10	
Zink, opløst <sup>1)</sup>	114	7,8	7,8	100	100	
<i>Diverse parametre</i>						
Suspenderet stof <sup>2)</sup>	252	-	-	-	-	Turbiditet reguleret i drikkevand
BOD <sup>2)</sup>	16	15	-	-	-	Reguleres i drikkevand via NVOC,
Kemisk iltforbrug, COD <sup>2)</sup>	163	75	-	-	-	Reguleres i drikkevand via NVOC
Ammoniak+ammonium-N, filtreret <sup>2)</sup>	0,3			0,04	-	0,5 mg/l i grundvand fra deponeringsanlæg
Nitrit+nitrat-N, filtreret <sup>2)</sup>	0,5	-	-	11	-	
Nitrogen total <sup>2)</sup>	4,2	8		-	-	Udledningskrav til rensesanlæg
Ortosphosphat phosphor,filtreret <sup>2)</sup>	0,33			-	-	
Phosphor total <sup>2)</sup>	1,5	1,5		-	-	Udledningskrav til rensesanlæg
Chlorid <sup>2)</sup>	178			250	-	
Termotolerante Coli (#/100 ml)	25.635	1000	1000	1	-	Badevandskrav i recipient

1) Koncentrationer i µg/l,

2) Koncentrationer i mg/l

Data fra /11/ giver således et godt indblik i sammensætningen af afløbsvandet i forhold til metallerne. De danske målinger for metaller refereret i /2/ er samlet vist i tabel 2.5. sammen med målinger for relevante organiske stoffer.

Tabel 2.5. Koncentrationer af diverse stoffer i vejvand fra danske undersøgelser /2,13/.

Parameter	Skovlunde (Villaområde, lav intensitet)		Bagsværd (Motorvej, høj intensitet)		Lyngbyvej (høj intensitet)	Plantagevej lav intensitet	Sulsted Lav intensitet	Ørestad Lav intensitet	
	Snit (aritmetrisk)	90 % fraktil (normal)	Snit (aritmetrisk)	90 % fraktil (normal)	Snit (2 runder)	Snit (2 runder)	Snit	Snit (lognormal)	90 % fraktil
<i>Kulbrinter</i>									
Benzen <sup>1)</sup>	0,056	0,1	0,06	0,1	< 0,2	0,21			
Toluen <sup>1)</sup>	0,18	0,5	0,13	0,2	0,23	2,8			
Ethylbenzen, xylener <sup>1)</sup>	0,21	0,4	0,23	0,5	< 0,2	4,4			
Total kulbrinter, GC <sup>1)</sup>	590	1643	860	1874	435	85			
<i>PAHer</i>									
Naphtalen <sup>1)</sup>	0,17	0,5	0,14	0,3					
Metylnaphtalene r <sup>1)</sup>	0,2	0,6	0,12	0,3					
Dimetylnaphtale ner <sup>1)</sup>	0,24	0,7	0,35	0,8					
Trimetylnaphtale ner <sup>1)</sup>	0,57	1,9	1,3	3,1					
Acenaphtylen <sup>1)</sup>	0,055	0,2	0,072	0,2					
Acenaphten <sup>1)</sup>	0,015	0,0	0,025	0,1			<0,01		
Fluoren <sup>1)</sup>	0,038	0,1	0,088	0,2					
Phenantren <sup>1)</sup>	0,21	0,7	0,79	2,4					
Antracen <sup>1)</sup>	0,055	0,2	0,12	0,3			<0,01		
Fluoranthen <sup>1)</sup>	0,26	0,9	1	2,8					
Pyren <sup>1)</sup>	0,24	0,7	1,1	3,1					
Benz(a)antracen <sup>1)</sup>	0,065	0,2	0,15	0,4			0,05		
Chrysen <sup>1)</sup>	0,28	1,0	0,52	1,4					
Benz(b,j,k)fluoran then <sup>1)</sup>	0,26	0,9	0,49	1,5					
Benz(a)pyren <sup>1)</sup>	0,1	0,3	0,17	0,4			0,05		
Benz(ghi)perylene <sup>1)</sup>	0,073	0,2	0,39	0,8					
Indeno(1,2,3- cd)antracen <sup>1)</sup>	0,048	0,1	0,16	0,3					

Dibenz(a,h)antracen <sup>1)</sup>	0,011	0,0	0,035	0,1					
Sum PAH <sup>1)</sup>	2,9	8,6	7	17,4					
<i>Andre organiske stoffer</i>									
Dibutylphtalat (DBP) <sup>1)</sup>	1,1	2,0	1,5	3,1					
Butylbenzylphtalat (BBP) <sup>1)</sup>	0,2	0,6	0,6	1,6					
Diethylhexylphtalat (DEHP) <sup>1)</sup>	17	47	44	118					
Diethylhexyladipat (DEHA) <sup>1)</sup>	1,1	3,4	1,8	5,4					
Diethylphtalat (DEP) <sup>1)</sup>	0,7	1,6	0,7	4,7					
Nonylphenol <sup>2)</sup>	5,8	14	5,6	13					
1,1,1-TCA <sup>1)</sup>	0,04	0,1	0,03	0,0					
TCE <sup>1)</sup>	0,35	0,6	0,04	0,1					
PCE <sup>1)</sup>	1,6	2,6	0,18	0,7					
<i>Metaller</i>									
Aluminium, opløst <sup>1)</sup>								10	23
Aluminium, total <sup>1)</sup>								335	747
Cadmium, Cd, opløst <sup>1)</sup>								0,03	0,07
Cadmium, Cd, total	0,6	1,6	0,82	1,6	<0,3	<0,3	<0,1	0,03	0,13
Chrom, Cr, opløst <sup>1)</sup>								0,27	0,35
Chrom, Cr, total <sup>1)</sup>					2,5	1	2,1	6	18
Kobber, Cu, opløst <sup>1)</sup>								6	11
Kobber, Cu, total <sup>1)</sup>	46	116	250	575	64	310	4,4	11	20
Nikkel, Ni, opløst <sup>1)</sup>								2,2	3,2
Nikkel, Ni, total <sup>1)</sup>	9,6	22	27	87	<1	<1	1,4	4	8
Bly, Pb, opløst <sup>1)</sup>								0,2	0,5
Bly, Pb, total <sup>1)</sup>	64	173	76	157	15	4,4	6,3	4	9
Zink, opløst <sup>1)</sup>								16	28
Zink, total <sup>1)</sup>	320	684	27	703	106	37,5	64	42	83
Kviksølv, opløst							<0,1		
Kviksølv, Hg, total <sup>1)</sup>	0,06	0,1	0,1	0,2				<0,05	

Diverse parametre									
Suspenderet stof <sup>2)</sup>	120	367	140	335	109	17		25	55
BOD <sup>2)</sup>								3,1	7
Kemisk iltforbrug, COD <sup>2)</sup>	91	221	190	359	43	42		29	43
Ammoniak+amm onium-N, filtreret <sup>2)</sup>						<1	<1	0,26	0,56
Nitrit+nitrat-N, filtreret <sup>2)</sup>									
Nitrogen total <sup>2)</sup>	5	8	6	10				5	7
Ortophosphat phosphor, filtreret <sup>2)</sup>								0,21	0,48
Phosphor total <sup>2)</sup>	0,6	1,4	0,5	1,4				0,24	0,42
Chlorid <sup>2)</sup>	110	183	700	2.400	59	7		301	584

Der er en relative god overensstemmelse mellem de danske målinger og målingerne fra BMP stormwater database, for metallerne ses en relativ stor forskel da den primære andel af de danske målinger er udført på totalprøver, dvs. at sedimentbundne indhold er medregnet og indholdet derfor måles større. På de organiske stoffer (PAH, olie, blødgørere) ses de danske målinger typisk at være udført med lavere detektionsgrænser.

På baggrund af de gennemførte undersøgelser og den efterfølgende statistiske behandling er der opstillet to kvaliteter af vejvand, den ene for lavintensitet anvendelser som villaveje, mindre parkeringspladser, og den anden for højintensitet anvendelser, dvs. større gennemfartsveje, hovedveje, motortrafikveje og motorveje med høj trafikæthed. Tabellerne er opstillet både på baggrund af værdierne i 2.4 og 2.5, således at differentieringen mellem høj og lav trafik primært er baseret på 2.5. Niveauerne er angivet i tabel 2.6 sammen med relevante kriterier for de tilsvarende stoffer og tagvand til sammenligning.

Tabel 2.6 Typiske maksimale koncentrationer i vejvand (worst-case koncentrationen) ved forskellige intensiteter sammenlignet med tagvand (metaltage undtaget) og kriterier for recipienter, grundvand og drikkevand. Værdier der overskrider et recipientkvalitetskriterier er mærket op med gult, værdier der overskrider grundvand/drikkevandskvalitetskriterier er mærket op med orange, værdier der overskrider både recipient- og grundvand/drikkevandskriterier er mærket op med rødt.

Stof	Koncentrationsmaksimum ved lav intensitet (Villavej etc.)	Koncentrationsmaksimum ved høj intensitet (Større veje)	Koncentrationsmaksimum tagvand	Korttidskrav af ferskvand <sup>3)</sup>	Korttidskrav saltvand <sup>3)</sup>	Drikkevandskrav	Grundvandskrav	Bemærkninger
<i>Kulbrinter</i>								
Monoaromater (Benzen, Toluen, Ethylbenzen, m+p+o-xylen <sup>1)</sup>	<0,5	<0,5	<0,2	1	1	1	1	Enkeltkomponenter, koncentrationer pr. stk.
Total kulbrinter - olie <sup>1)</sup>	<1.500	<2.000	< 15			5	9	
<i>PAHer</i>								
PAH, Enkeltkomponenter	< 1	< 3	<0,02	0,005	0,002	0,01	0,01	Af stoffer der er detekteret, er pyren det mest problematiske
Sum PAH	<10	<20	< 0,1				0,1	
<i>Andre organiske stoffer</i>								
Dibutylphtalat (DBP) <sup>2)</sup>	<2	<4		2,3	0,23	1 <sup>4)</sup>	1	
Butylbenzylphtalat (BBP) <sup>1)</sup>	<1	<2		7,5	0,75	1 <sup>4)</sup>	1	
Diethylhexylphtalat (DEHP) <sup>1)</sup>	<50	<120		1,3	1,3	1	1	
Diethylhexyladipat (DEHA) <sup>1)</sup>	<4	<6		0,7	0,07	1 <sup>4)</sup>	1	
Diethylphtalat (DEP) <sup>2)</sup>	<2	<5				1 <sup>4)</sup>	1	
Nonylpheno <sup>1)</sup>	<15	<15		0,3	0,3	20	20	
Blødgørere, sum	<50	<130				1	1	
1,1,1-TCA <sup>1)</sup>	<0,1	<0,1				1	1	
TCE <sup>2)</sup>	<0,5	<0,5		10	10	1	1	
PCE <sup>2)</sup>	<3	<3		10	10	1	1	
<i>Metaller</i>								
Aluminium, opløst <sup>1)</sup>		< 140	< 20					
Aluminium, total <sup>1)</sup>	<750		<60					
Cadmium, Cd, opløst <sup>1)</sup>	<0,1	< 1	<0,05	0,08	0,2	2	0,5	
Cadmium, Cd, total	<1,5	<1,5						
Chrom, Cr, opløst <sup>1)</sup>	<5	< 10	< 1	4,9	3,4	20	25	
Chrom, Cr, total <sup>1)</sup>	<20	<100						
Kobber, Cu, opløst <sup>1)</sup>	<20	<60	<20	1	1	100	100	

Kobber, Cu, total <sup>1)</sup>	<100	<600						
Nikkel, Ni, opløst <sup>1)</sup>	<5	<10	<2	2,3	0,23	20	10	
Nikkel, Ni, total <sup>1)</sup>	<25	<90						
Bly, Pb, opløst <sup>1)</sup>	<1	<7	<1	0,34	0,34	5	1	
Bly, Pb, total <sup>1)</sup>	<200	<200						
Zink, opløst <sup>1)</sup>	<30	<120	<700	7,8	7,8	100	100	
Zink, total <sup>1)</sup>	<700	<700						
Kviksølv, opløst	<0,1	<0,2				1	0,1	
Kviksølv, Hg, total <sup>1)</sup>	<0,1	<0,2						
<i>Diverse parametre</i>								
Suspenderet stof <sup>2)</sup>	<100	<300	<15					Typiske udledningskrav 20-30 mg/l
BOD <sup>2)</sup>	<10	<20	<5	15				Udledningskrav, renseanlæg
Kemisk iltforbrug, COD <sup>2)</sup>	<50	<400	<25	75				Udledningskrav, renseanlæg
Ammoniak+ammonium-N, filtreret <sup>2)</sup>	<0,5	<0,5	<2			0,04		
Nitrogen total <sup>2)</sup>	<10	<10	<4	8				Udledningskrav, renseanlæg
Ortophosphat phosphor, filtreret <sup>2)</sup>	<0,5	<0,5	<0,2					Udledningskrav, renseanlæg
Phosphor total <sup>2)</sup>	<1,5	<1,5	<0,3	1,5				
Chlorid <sup>2)</sup>	<2.500	<2.500	<250			250		Se særskilt afsnit om saltning
Termotolerante Coli (#/100 ml)	<50.000	<50.000	<5.000	1.000	1.000	1		Badevandskriterier for recipienter

1) Koncentrationer i µg/l,

2) Koncentrationer i mg/l

3) Laveste krav for stoffer i gruppen detekteret i vandet

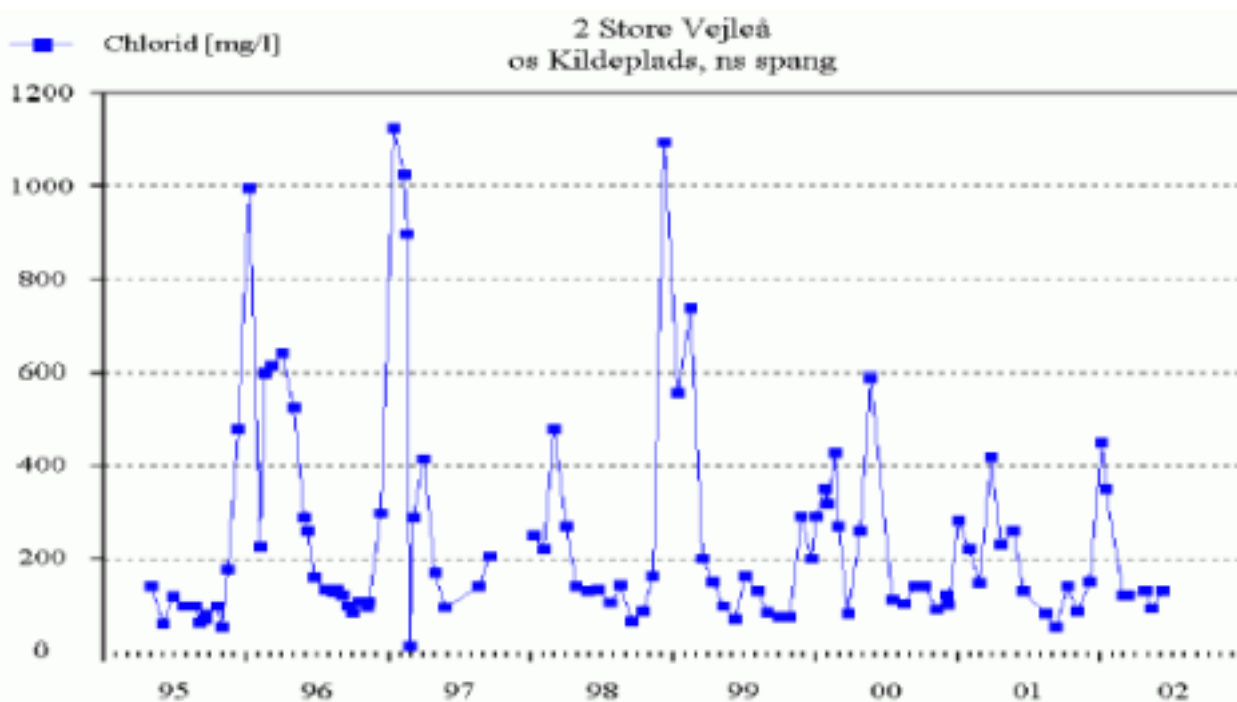
4) Sum af blødgørere ud over DEHP

Af tabel 2.6 fremgår det at koncentrationerne i vejvand fra både veje med lav og høj trafikintensitet for en række stoffers vedkommende overskrider hhv. recipientkvalitetskrav og/eller grundvand/drikkevandskrav. For totalkulbrinter er det typiske maksimalindhold 100-250 gange grundvandskriteriet og for pyrens vedkommende mellem 200-2.500 gange over recipientkvalitetskriteriet. For en længere stofrække er de typiske maksimalindhold 10-100 gange over kriterierne.

## 2.2.2 Vejsaltning

Salt (Natriumklorid) anvendes til sikring mod glatte veje. Der har i Danmark tidligere været en tradition for tørsaltning, men der i stigende omfang en erkendelse af, at vådsaltning med fordel kan anvendes som en mere skånsom metode. Jf. /15/ blev der i Danmark spredt 1,5-3 kg salt/m<sup>2</sup> vej pr. år på statsvejene og 0,6-1,75 kg/m<sup>2</sup> vej pr. år på kommunevejene svarende til et samlet årligt forbrug på op til knap 500.000 tons salt afhængig af vinterens vejr, gennemsnittet over en 10 årig periode har været ca. 300.000 tons. Koncentrationen af klorid i vejvand varierer derfor meget som funktion af årstiden, fra mindre end 10 mg/l i sommerperioden og op til flere tusinde mg/l i vinterperioder med kraftig saltning. Baseret på /15/ skønnes det, at der i dag sker et tab på 10-30 % af saltmængden fra vejen til den omgivende jord med efterfølgende nedsivning til grundvandet i tættere bebyggede områder. Uden for de kloakerede områder er tabet op i mod 100 %, da vejvandet afledes til nedsivning. Hvis der antages en gennemsnitlig saltning på 1 kg salt/m<sup>2</sup> og en gennemsnitlig nedbør til nedsivning/afledning på 675 mm/år fås en gennemsnitlig kloridkoncentration på knap 900 mg/l i vejvand.

I områder med separatkloakering ledes vandet ofte til recipient. I figur 2.1 vises koncentrationen af klorid i St. Vejle å, der modtager store mængder af overfladevand fra veje.



Figur 2.1 Koncentration af klorid i Store Vejle å ved Station 2, fra /16/.

Det ses af figur 2.1 at der i selve vandløbet regelmæssigt forekommer koncentrationer på mere end 1.000 mg Cl/l.

## 2.2.3 Stoffluxe

Vejdirektoratet opgør årligt de samlede vejlængder, ligesom Danmarks Statistik laver opgørelser af det samlede vejareal. Pr. 1. januar 2010 var den samlede vejlængde 73.600 km. Disse var fordelt med ca. 1.100 km motorvej, 380 km motortrafikvej og 72.000 km øvrige veje. Danmarks Statistik angiver, at arealet af veje opgjort ved en revision i 2001 var ca. 875 km<sup>2</sup>. Baseret på de seneste års byggeaktivitet samt inkludering af parkeringsarealer mv. skønnes det, at det samlede areal der afstrømmer fra er i størrelsen 900-1.000 km<sup>2</sup>. I de efterfølgende betragtninger er der anvendt 1.000 km<sup>2</sup> som udgangspunkt svarende til ca. 2,3 % af det samlede areal.



Der eksisterer så vidt vides ikke en opgørelse af, hvor store dele af vejnettet der er kloakeret. Det vurderes, at vejnettet i tættere bebyggelse er tæt på 100 % kloakeret, enten separatkloakeret med afledning til recipient eller fælleskloakeret. Mange af stofferne fra vejene ender således i dag enten i spildevandsslam eller i sedimenter i regnvandsbassiner, i det omfang stofferne ikke omsættes biologisk.

Det er således primært veje i det åbne land, der i dag afvander direkte til enten nedsivning eller grøft evt. med udstrømning til recipient. Et skøn er, at 10-20 % af det samlede befæstede areal i dag ikke er afvandet til kloak eller recipient, men primært afvandes via nedsivning. I de følgende betragtninger er der anvendt et skøn på, at ca. 5 % af vejarealet udgøres af høj intensivt belastede veje, hvor vandet nedsives direkte, og 10 % af arealet udgøres af lav intensivt belastede veje, hvor vandet nedsives direkte. Der er antaget en gennemsnitsnedbør på 750 mm og en afløbskoefficient fra vejene på 0,85. I tabel 2.7 er vist de beregnede stoffluxe der nedsives på baggrund af de maksimale koncentrationer fra tabel 2.6, samt de ovenstående skøn.

Tabel 2.7. Skøn over stoffluxe der nedsiver fra det eksisterende vejnet baseret på 750 mm nedbør, en afløbskoefficient på 0,85 et areal af højintensivt belastede arealer på 50 km<sup>2</sup> og et areal af lavintensivt belastede arealer på 100 km<sup>2</sup>. For klorid er anvendt en gennemsnitlig koncentration på 900 mg/l.

Stof	Koncentrationsmaksimum ved lav intensitet	Koncentrationsmaksimum ved høj intensitet	Stofflux, nedsivning fra lavintensitet veje pladser Kg/år	Stofflux, nedsivning fra højintensitet veje pladser Kg/år	Totalt direkte nedsivet Kg/år
	(Villaveje, mindre biveje etc.)	(Større veje)			
<i>Kulbrinter</i>					
Total kulbrinter - olie <sup>1)</sup>	1 500	2 000	95 625	47 813	143 438
<i>PAHer</i>					
PAH, Enkeltkomponenter	1	3	64	32	96
Sum PAH	10	20	638	319	956
<i>Andre organiske stoffer</i>					
Dibutylphthalat (DBP) <sup>1)</sup>	2	4	128	64	191
Butylbenzylphthalat (BBP) <sup>1)</sup>	1	2	64	32	96
Diethylhexylphthalat (DEHP) <sup>1)</sup>	50	120	3 188	1 594	4 781
Diethylhexyladipat (DEHA) <sup>1)</sup>	4	6	255	128	383
Diethylphthalat (DEP) <sup>1)</sup>	2	5	128	64	191
Nonylphenol <sup>1)</sup>	15	15	956	478	1 434
Blødgørere, sum	50	130	3 188	1 594	4 781
PCE <sup>1)</sup>	3	3	191	96	287
<i>Metaller</i>					
Cadmium, Cd, opløst <sup>1)</sup>	0.1	1	6	3	10
Chrom, Cr, opløst <sup>1)</sup>	5	10	319	159	478
Kobber, Cu, opløst <sup>1)</sup>	20	60	1 275	638	1 913
Nikkel, Ni, opløst <sup>1)</sup>	5	10	319	159	478
Bly, Pb, opløst <sup>1)</sup>	1	7	64	32	96
Zink, opløst <sup>1)</sup>	30	120	1 913	956	2 869
<i>Diverse parametre</i>					
Nitrogen total <sup>2)</sup>	10	10	637 500	318 750	956 250
Ortophosphat phosphor, filtreret <sup>2)</sup>	0,5	0,5	31 875	15 938	47 813
Phosphor total <sup>2)</sup>	1.5	1.5	95 625	47 813	143 438
Chlorid <sup>2)</sup>	900	900	57 375 000	28 687 500	86 062 500

1) Koncentrationer i µg/l,

2) Koncentrationer i mg/l

## 3 Processer der påvirker stofferne under simpel rensning og transport igennem jord og grundvand

Ved nedsivning igennem den umættede zone og ved horisontal transport i grundvandet vil de miljøfremmede stoffer blive underkastet en række processer, der hver især har indflydelse på koncentrationen og for nedbrydningens vedkommende også på den ultimative stofmængde der forlader systemet. I det følgende er de relevante processer beskrevet, herunder hvilke stoffer/grupper der påvirkes af processen.

Inden stofferne introduceres i jordmiljøet vil vandet og stofferne være underkastet forskellige processer der ligeledes kort er gennemgået.

### 3.1 Fordampning

Både ved tørdeposition på vejoverfladen og i forbindelse med selve nedbørshændelsen vil stofferne være underkastet fordampning. Når der eksempelvis afsættes brændstofdryp/olier på vejbanen vil fordampning spille en stor rolle for sammensætningen i olien allerede inden nedsivningen. Så længe der kun er en organisk fase tilstede styres fordampningen af de enkelte komponenter af deres damptryk og relative indhold. Dette betyder som det også kan ses i tabel 2.6 at indholdet af de flygtige komponenter i olieprodukterne er reduceret til et meget lavt niveau allerede inden vandet introduceres i jorden.

Under afstrømningen med vandet og ved introduktion i våde overjordiske regnbede vil der ligeledes fordampe en del af vandet, hvilket for de tungere komponenters vedkommende kan betyde en mindre opkoncentrering.

### 3.2 Fotokemisk nedbrydning

Under ophold på vejfladen og i det øvre vandlag i evt. bassiner er stoffer og mikroorganismer udsat for UV belysning fra solen. Både bakterier/vira og en række forskellige organiske komponenter kan reduceres/omsættes på grund af dette forhold.

### 3.3 Sedimentation

Sedimentation er processen hvor faststof i vand synker gennem vandfasen for at blive aflejret i bunden af en form for bassin. Dette kan ske i regnvandsbassiner, udskillere og umiddelbart inden vandet begynder på sin nedsivning igennem jorden. Sedimentationen styres af viskositeten i vandet, størrelsen og massefylden af partiklerne der sedimenteres samt eventuel turbulens i vandet. Jo større og tungere partikler desto hurtigere sedimentation. Opholdstiden, areal og strømningsdynamikken igennem bassin vil således være bestemmende for hvor effektiv sedimentationen vil være. Stoffer der kan fjernes på denne måde er dem, der er bundet til partiklerne og ikke i ægte opløsning, altså suspenderet stof. Alle stoffer med stor affinitet for at blive bundet til partiklerne (mange metaller og stoffer med stor log Kow) har et potentiale for at blive reduceret kraftigt ved en effektiv sedimentation.

Sedimentationsbassiner i form af sandfang eller regnvandsbassiner opbygges typisk så de sedimenterer 80 % eller mere af det suspenderede stof. Meget høje virkningsgrader kan være vanskelige at opnå, med mindre bassinerne baserer sig på andre rensmekanismer end sedimentation.

### 3.4 Planteoptag

I bassiner med beplantning eller alger suspenderet kan en del af stofferne, særligt næringssalte, blive indbygget under vækst af planterne og hermed udgå af den pulje, der umiddelbart kan nedsive. En mindre del af metallerne og de mindre organiske stoffer kan ligeledes optages og indbygges eller for de organiske stoffers vedkommende mineraliseres i planterne. Makroplanter har ligeledes ofte den effekt i bassiner, at rodgangene virker som transportveje for ilt ind i sedimentet, ligesom eksempelvis tagrør også kan medvirke til at bryde den lavpermeable skorpe, der tit dannes når fine partikler sedimenterer i bassiner.

### 3.5 Fysisk filtrering

En anden metode til at fjerne suspenderet stof er en egentlig filtrering. Dette kan ske igennem forskellige former for primært inorganiske filtre, hvor filtermaterialet kan være forskellige kornstørrelser af grus/sand/jord eller specielle materialer som zeolitter eller andre specialminerale. Filtrering kan også ske gennem filtre med organiske filtermaterialer som aktivt kul eller andre nedknuste organiske materialer. Selve filtreringsmekanismen foregår også i de øverste dele af de naturligt aflejrede jordlag.

Filtrene har typisk 2-3 forskellige fjernelsesmekanismer der i større eller mindre grad er aktive simultant. Den primære fjernelse er den fysiske tilbageholdelse af partikler, der tilbageholdes i filterets porestruktur. Herudover kan der ske en sorption af opløste komponenter til filterets organiske og inorganiske dele (proces beskrevet i afsnit 3.8). Begge disse processer er karakteriseret ved at reducere mængden af både partikelbundne materialer og opløste stoffer i et vist omfang. Filteret har i forhold til disse mekanismer en endelig kapacitet, hvilket typisk viser sig i form af klogning af porestrukturen samt for sorptionens vedkommende gennembrud af de opløste stoffer efter passage af filteret. Kapaciteten af filtrene styres af både indholdet i det vand, der tilføres samt kornstørrelsesfordelingen i filteret og overfladebelastningen. Generelt gælder, at jo grovere korn desto lavere effektivitet og højere kapacitet.

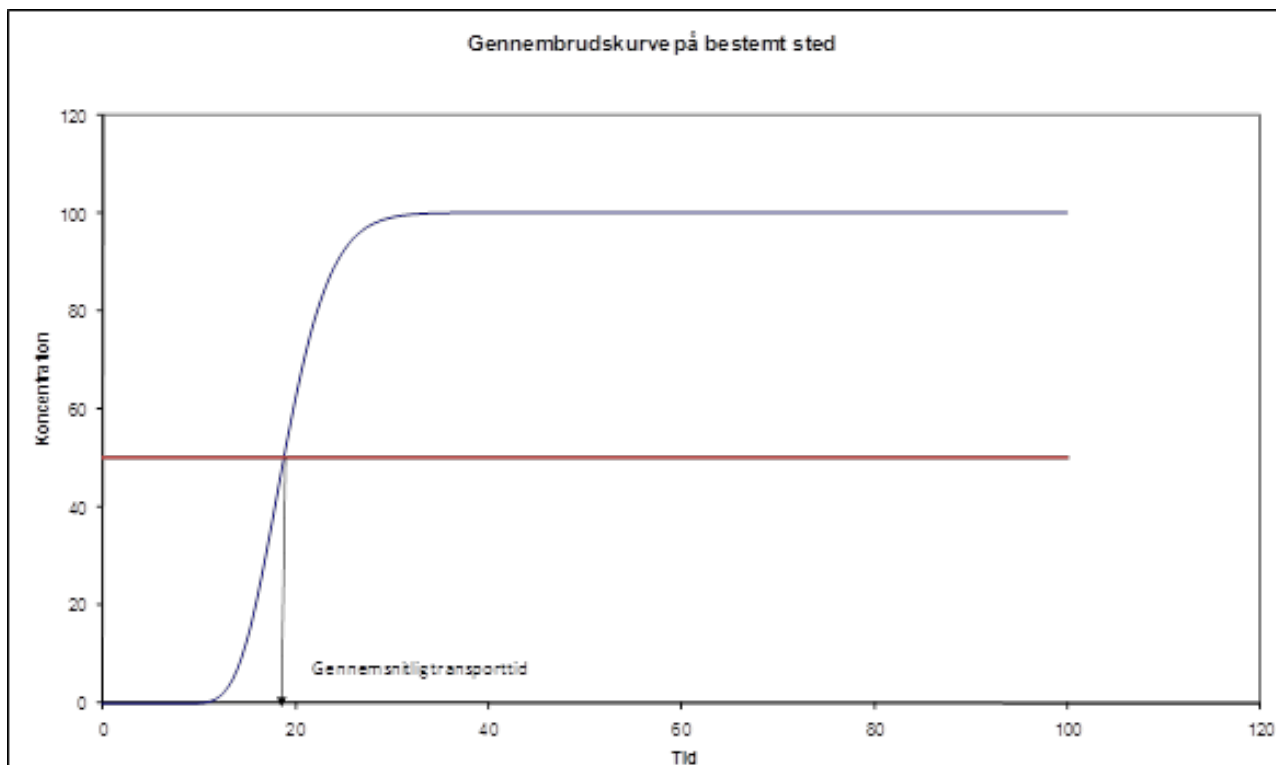
Den tredje mekanisme der ofte optræder, er en vis form for biologisk omsætning i filteret, i det filtermaterialet udgør et substrat for bakteriers fasthæftning. Selve mekanismen er omtalt i et senere afsnit.

Filtrering kan virke overordentligt effektivt overfor suspenderet stof, hvor fjernelsesrater på 2 størrelsesordener kan opnås ved et tilstrækkeligt effektivt design. I samme forbindelse reduceres indholdet af bakterier og vira typisk også ganske betragteligt. Dette gælder særligt under nedsivning til grundvandet, hvor transportvejen kan være lang, hvorved filtreringen bliver effektiv.

### 3.6 Dispersion

Dispersion dækker groft sagt over fortynding af forureningen over tid og sted. Ved nedsivning i jord og ved den efterfølgende transport i et grundvandsmagasin er vandets transport underlagt de almindelige fysiske love. Den vigtigste er tyngdeloven der konstant vil forsøge at bringe vandet ned mod et lavere energiniveau. Under vandets transport vil de enkelte "vandpartikler" se forskellige korn i jorden og på denne måde i den virkelige verden have forskellige hastigheder. I praksis er der derfor når man taler om grundvandshastigheder tale om et gennemsnit for samtlige vandpartikler. Da vi ikke kan se forskel på de enkelte "vandpartikler" bemærkes dette ikke så længe vi kun betragter vandet. Når vi har et stof opløst, vil forskellen i hastigheder give sig til kende i, at koncentrationen ikke observeres som konstant, hvis man stiller sig i et punkt og venter på, at stof introduceret opstrøms i systemet kommer ned til en. Koncentrationen vil langsomt stige og nå  $\frac{1}{2}$  delen af maksima ved den gennemsnitlige transporttid, hvilket svarer til den tid man observerer

for vandet alene. Et plot af effekten i det endimensionale tilfælde er vist i figur 3.1. Det ses af figuren at effekten af dispersion udelukkende er en spredning af koncentrationsfronten, der ankommer og således ikke er en destruktiv proces, der fjerner noget stof.



Figur 3.1 Illustration af dispersion. I dette tilfælde tilledes jorden vand med stoffet i koncentrationen 100 til tiden 0. I et punkt nedstrøms observeres et tidsmæssigt forløb af koncentrationsfrontens ankomst som vist på figuren. Den gennemsnitlige ankomst tid svarer i dette tilfælde til ca.  $t=19$ , hvorimod den fulde koncentration først observeres omkring  $t=30$ . Ligeledes ses, at stoffet begynder at ankomme allerede ved ca.  $t=10$ .

Dispersion i det tredimensionelle tilfælde vil bestå af en effekt som vist på figur 3.1 i strømningsretningen, svarende til en udtværing over længden. Generelt gælder, at jo større afstand man er fra hvor stoffet introduceres, desto større er spredningen. Udover spredningen i længderetningen observeres også mindre spredninger som følge af dispersion på tværs af strømningsretningen. Effekterne af dette er dog generelt meget små, således at dette i forhold til vurderingen af risikoen kun har en lille betydning.

### 3.7 Densitetseffekter

Normalt vil indholdet af opløste stoffer i vej- og tagvand være så lavt, at det kun marginalt påvirker strømmingen af vandet. Et særtilfælde er hvis vejvandet indeholder høje koncentrationer af NaCl fra vejsaltning. I disse tilfælde kan der, hvis der introduceres store vandmængder til jorden med høje saltindhold være en effekt af dette på hvordan vandet strømmer når det når ned til grundvandet (mættet zone). Der vil i disse tilfælde være en chance for at det nedsivende vand på grund af saltindholdet ender dybere nede i magasinet end forventet.

### 3.8 Sorption

Sorption er et samleord for adsorption, absorption og kationbytning i fællesskab i denne sammenhæng. Adsorption og absorption er to processer hvor opløste stoffer i vandet bindes på hhv. overfladen eller i selve partiklen ved svage elektriske kræfter. Jord består af forskellige mineraler i varierende kornstørrelser, hvoraf der typisk til den fine

kornstørrelsesfraktion er tilknyttet noget organisk stof. Indholdet af organisk stof i jorden varierer en del, idet overjordens muld typisk har indhold af organisk stof på 1-5 % og underliggende ler og sandlag typisk har indhold på 0,01-0,2 %. Dette har i stor udstrækning betydning for sorptionen, i det både opløste organiske stoffer og i et vist omfang også metaller har en stor affinitet for det organiske stof i jorden. For de organiske stoffer antages normalt en lineær sammenhæng mellem koncentrationen af det sorberede stof på jorden og det organiske stofindhold. For de organiske stoffer gælder ligeledes en tommelfingerregel om, at der er en omvendt sammenhæng mellem vandopløseligheden og stoffets evne til at sorbere, således at sorptionen falder med stigende vandopløselighed. Dette betyder i praksis, at eksempelvis PAHer har en meget større affinitet for sorption end eksempelvis de mere vandopløselige stoffer som toluen og xylen fra benzin.

Metallerne kan bindes til jorden på samme måde som de organiske stoffer, men kan herudover på grund af deres positive ioner også bindes til specifikke lermineralers negative overflade, hvis der er sådanne tilstede i jorden. Den primært styrende parameter i jorden for effekten af sorptionen er pH. Generelt gælder at desto højere pH desto større sorption.

Decideret kationbytning kan for metallernes vedkommende også ske. Særligt metalioner med mere end en positiv ladning (eksempelvis  $\text{Cu}^{++}$ ) har en affinitet for at blive ionbyttet på en række specifikke mineraler. Ved ionbytningen bytter  $\text{Cu}^{++}$  eksempelvis plads i lermineralets struktur med to  $\text{Na}^+$  ioner. Omvendt kan høje koncentrationer af  $\text{Na}^+$  fra vejsaltning fordrive andre metaller fra lermineralerne, så deres mobilitet øges.

Sammenfattende kan disse processer betragtes som nogle der har en endelig kapacitet i forhold mængden der introduceres, idet de blot afsætter det opløste stof på jordpartiklerne. Virkningsmåden i forhold til vandstrømningen ses som en forsinket ankomst af stofferne i forhold til det rene vand. Forsinkelsen karakteriseres i faglitteraturen med betegnelsen retardationsfaktoren (R), der fortæller hvor forsinket stofferne er i forhold til vandet. I grundvandssammenhæng varierer R fra kun lidt over 1 for de mest vandopløselige stoffer til flere hundrede-tusinder af gange for eksempelvis de langt mindre vandopløselige PAHer.

For metallernes vedkommende har DHI lavet en del udvaskningsforsøg bl.a. i forbindelse med vurdering af depoter forskellige steder i landet /16/. For metallet med mindst sorption (Cd) skønner DHI, at man samlet set kan anvende en R på ca. 500. For bly der er det metal, der sorberes bedst, svarer R til 30.000.

Generelt gælder, at sorption betragtes som en reversibel proces. Dette betyder, at hvis eksempelvis pH reduceres så kan en tidligere bundet mængde på jorden igen frigøres til vandet og blive mobiliseret.

### 3.9 Kompleksdannelse

Ved normal sammensætning af vej- og tagvand spiller kompleksdannelse af metallerne kun en marginal rolle for spredningen af disse ved nedsivning. Ved høje chloridindhold (fra vejsalt) kan der dog dannes komplekser af bl.a. Cd og Ni. Komplekser vil generelt have en større mobilitet end de "rene" opløste ioner. Normalt antages kompleksdannelse også at være en reversibel proces.

### 3.10 Udfældning

Metallerne kan i et stort omfang udfælde i jorden frem for at være i opløsning pga. af en lav opløselighed af særligt en række hydroxider, sulfider, fosfater og carbonater. Processen er reversibel og kan ved ændring af eksempelvis redoxforhold eller pH lede til en genopløsning af metallerne.

### 3.11 Abiotisk nedbrydning

Abiotisk nedbrydning er en direkte kemisk reaktion af organiske stoffer. Eksempler på denne type reaktioner kan være hydrolyse, men også fotokemiske reaktioner i overfladen af jorden eller på vej- og tagoverflader.

Normalt betragtes abiotisk nedbrydning kun at have en signifikant effekt i forhold til ganske få stoffer, sammenlignet med den nedbrydning der kan ske biologisk.

### 3.12 Biologisk nedbrydning

Mikroorganismer i jorden kan udnytte en lang række af organiske stoffer som kulstofkilde til vækst. Der er indenfor de seneste ca. 30 år tilvejebragt en relativt stor viden omkring bakteriers evne til at nedbryde mange forskellige stoffer. Helt overordnet ser det ud til at mange af de naturligt forekommende stoffer, som naturen har "set" igennem millioner af år i hovedtræk kan omsættes biologisk. I modsætning til dette står stoffer der er syntetiske og som samtidig har haft en kort eksponeringstid i naturen, hvor nedbrydning tit er meget langsom, kun kan udføres af ganske få arter, eller ikke er fuldstændig. I den første gruppe er eksempelvis oliekomponenter og i den anden gruppe en lang række af eksempelvis klorerede og fluorerede forbindelse.

Overordnet gælder ligeledes, at der, hvor bakterierne er flest og mest effektive, i hovedtræk falder sammen med, at der er ilt tilstede i jord og grundvand. Nedbrydningsraterne for en lang række stoffer er ofte 1 eller flere størrelsesordener højere ved tilstedeværelse af ilt frem for, hvis der ikke er ilt tilstede. Når ilten er opbrugt er der bakterier, der er i stand til at anvende nitrat, jern/mangan, sulfat som elektronacceptor når det organiske stof omsættes. Ved laveste indhold af elektronacceptorer kan der ske en fermentering, hvor de organiske stoffer sammen med vandet kan omsættes til CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>, hvilket bl.a. sker i stor stil i lossepladser.

For de organiske stoffers vedkommende er biologisk omsætning den dominerende destruktive proces.

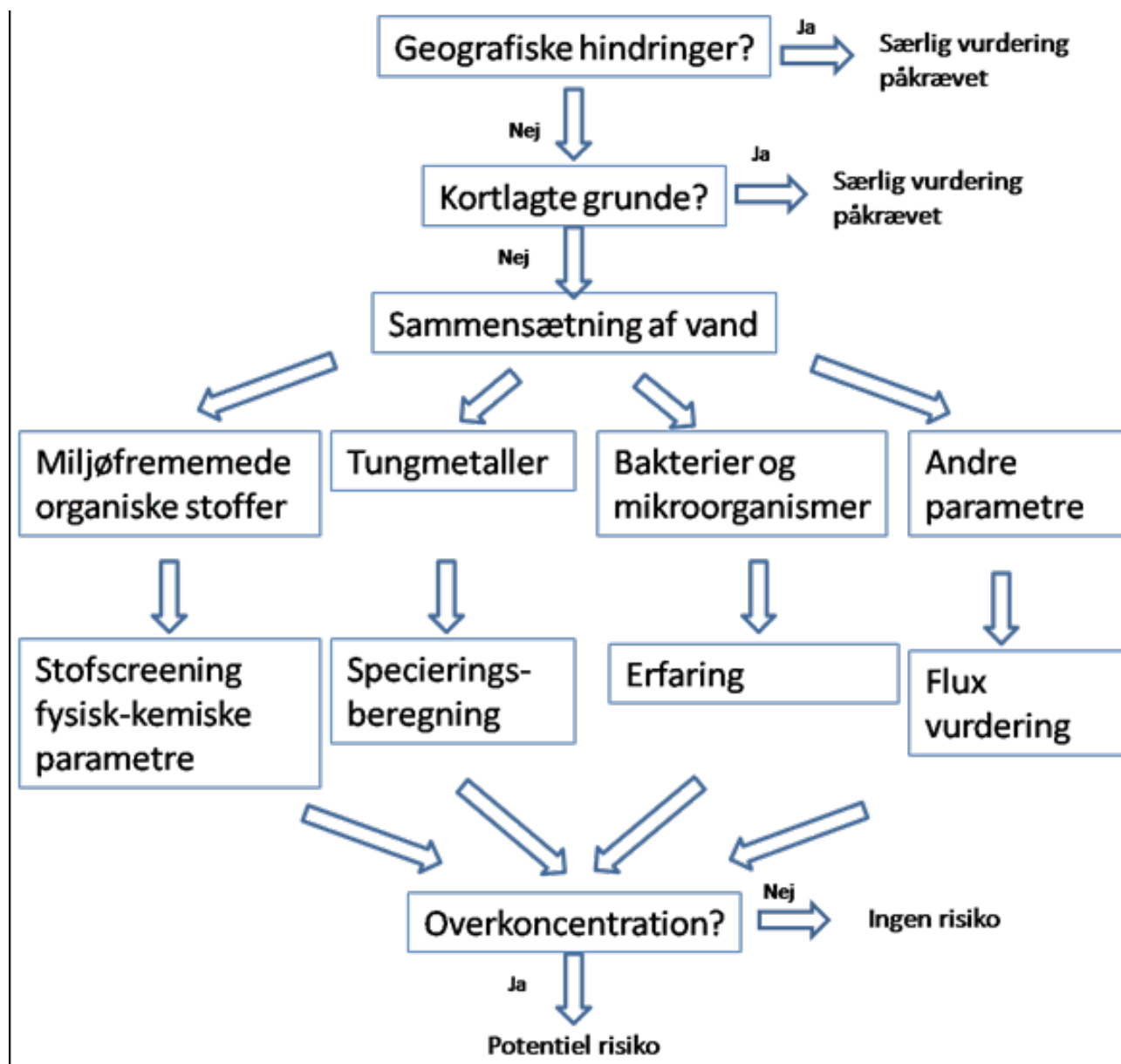
## 4 Klassifikation og risikovurdering af vej- og tagvand baseret på Grundvandskvalitetskriterier og påvirkende processer

Baseret på det tidligere udarbejdede notat om risikovurdering af tag- og vejvand /1/ kan der opstilles en række parametre der er afgørende for om nedsivning af vand til grundvandet udgør en risiko for ressourcen. Disse parametre kan opdeles på følgende punkter:

- Kildesammensætning
- Stofspecifikke parametre
- Geologiske
- Hydrogeologiske
- Geografiske
- Administrative
- Forureningsstatus

Kildesammensætningen (mængder og koncentrationer) er afgørende for hvor stor belastningen vil være. Som det fremgår af de tidligere afsnit er der et varierende indhold af stoffer i vand der potentielt set kan nedsives. Jf. de foregående afsnit har de enkelte processer forskellig effekt på stofferne og følgelig derfor også en effekt på risikoen i forhold til grundvandet.

Der er præsenteret en metodik i /1/ som ramme for vurderingen af risikoen. Denne er gengivet herunder.



Figur 4.1 Flowdiagram til beskrivelse af trin i en risikovurdering overfor grundvandsressourcen.

#### 4.1.1 Sammensætningen af vandet

I Kapitel 2 er sammensætningen af vand til nedsivning gennemgået og koncentrationer er sammenlignet med bl.a. grund og drikkevandskvalitetskriterierne. Vandet er opdelt i tre kategorier, tagvand, let belastet vejvand og kraftigt belastet vejvand. I Tabel 4.1 er vist de stoffer der for 90 % fraktiler, svarende til worst case scenarier i de enkelte klasser, har en overskridelse af enten drikkevandskriteriet eller grundvandskvalitets kriteriet da det umiddelbart vurderes at være disse der kan udgøre en grundvandsrisiko jf. flowdiagrammet.

Tabel 4.1 Forventede maksimale koncentrationer af stoffer i tag/vejvand sammenlignet med grundvandskvalitets- og drikkevandskriterier. Kun stoffer med væsentlige overskridelser er medtaget. Koncentrationsdata fra tabel 2.7.

Stof	Koncentration i tagvand	Koncentration i let belastet vejvand	Koncentration i tungt belastet vejvand	Drikkevandskvalitetskriterie	Grundvandskvalitetskriterie	Overkoncentration - tagvand	Overkoncentration - let belastet vejvand	Overkoncentration - tungt belastet vejvand
<i>Kulbrinter</i>								
Total kulbrinter	<15	<1.500	<2.000	5	9	1-3	150-300	200-400
<i>PAHer</i>								
Enkeltkomponenter	<0,02	<1	<3	0,01	.	2	100	300
Total PAH	<0,1	<10	<20	-	0,1	1	100	200
<i>Div. Organiske stoffer</i>								
Blødgørere (primært DEHP) sum	Ingen data	<50	<130	1	1		50	130
<i>Metaller</i>								
Bly, opløst	<1	<1	<7	5	1	1	1	7
Zink, opløst	<700	<30	<120		100	7	<1	1-2
<i>Diverse uorganiske</i>								
Ammonium	<2	<0,5	<0,5	0,04		50	10-15	10-15
Chlorid	<250	<2.500	<2.500	250		1	10	10
<i>Mikrobiologi</i>								
Fækale Coli	<5.000	<50.000	<50.000	1	-	5.000	50.000	50.000

I /1/ er der opstillet en simpel matrixmodel, der kan screene stofferne ud fra deres stofegenskaber.

I figur 4.1 er 1. trin i screeningsmodellen vist. Der skal gøres opmærksom på, at der her udelukkende er fokuseret i forhold til grundvandet, dvs. at stoffer der akkumulerer i jorden ikke udgør en risiko jf. matricen. Der vil eksempelvis kunne opstå en opkoncentrering af metaller i de øvre jorddele, der gør at denne jord i princippet kan ændre status til forurenat jord efter længere tids tilledning af vand.

Screeningen tager udgangspunkt i et forløb, der kan skitseres som følger:

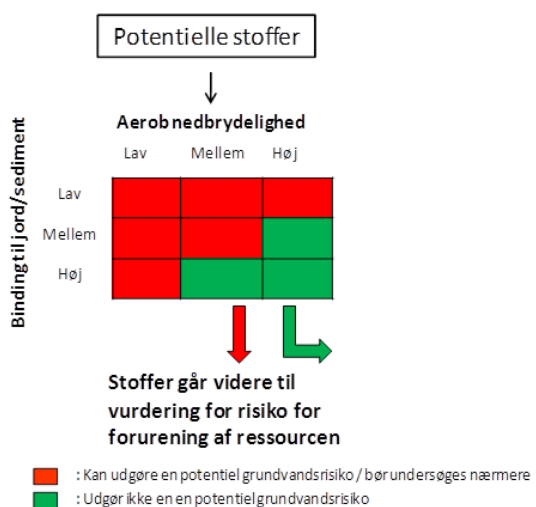
- Tilledning til jordoverfladen (Primære processer: Fordampning, fotokemisk omsætning, planteoptag, filtrering/sedimentation)
- Vertikal strømning gennem aerob zone (Primære processer: Dispersion, sorption, aerob biologisk nedbrydning)
- Horisontal strømning i grundvandsmagasinet (Primære processer: Dispersion, sorption, udfældning, aerob/anaerob biologisk nedbrydning)

I jorden vil der typisk forekomme aerobe forhold i den øverste del af, næsten uagtet jordtypen, med mindre jorden er vandlidende. Selv for morænelokaliteter observeres aerobe forhold i den øverste del af jorden typisk ned til dybder på 3-5 meter under terræn, indtil vandindholdet i jorden bliver så højt, at der ikke kan opretholdes iltede forhold. På mere sandede lokaliteter kan den aerobe del af den umættede zone strække sig mere end 10-20 meters dybde. I den mættede zone vil iltindholdet ligeledes variere. I frie magasiner (med permeable aflejringer mellem grundvandspejlet og overfladen) er der typisk aerobe forhold i magasinets øvre dele. Typisk ses et faldende redoxpotentiale med dybden således, at der bliver anaerobe forhold dybere i de frie magasiner. I spændte magasiner (hvor der typisk er et lerlag over magasinet) observeres oftere anaerobe forhold end aerobe forhold.

Ved anvendelse af eksempelvis faskiner til nedsivningen vil længden af den aerobe zone reduceres, hvilket kan



bevirke en mindre omsætning. Dette gælder særligt på lerede lokaliteter. Herudover besværliggøres en fjernelse af de forurenede jorddele der er tæt på undersiden af faskinen sammenlignet med åbne, overfladenære nedsivningsbede. Det er således ud fra et nedbrydningsperspektiv at foretrække regnbede frem for faskiner til nedsivningen.



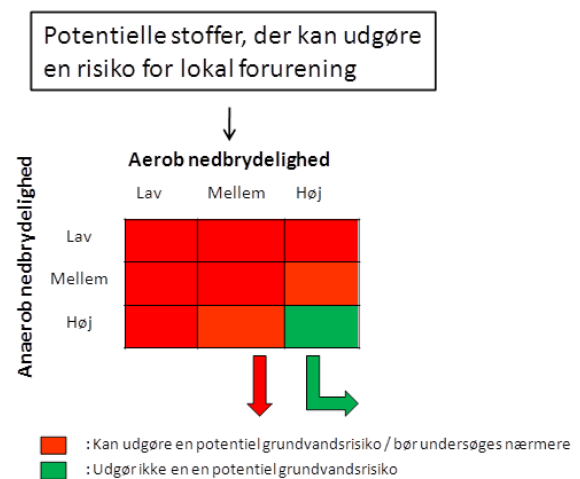
Figur X.1 Første screening af miljøfremmede organiske stoffer ud fra forventede processer i den umættede zone (aerob nedbrydning og sorption).

Den hydrauliske belastning vil ligeledes spille en rolle i forhold til, om der kan opretholdes aerobe forhold under nedsivningsområdet. En høj belastning i kombination med lav hydraulisk ledningsevne vil således øge risikoen for at området vandmættes og iltindholdet følgelig reduceres.

Til at rubricere stoffernes aerobe nedbrydelighed/binding er der i /1/ opstillet kriterierne der er vist i tabel 4.2.

	Lav	Mellem	Høj
<b>Binding (l/kg)</b>	1. $K_d < 100$ 2. $K_{oc} < 500$ 3. $\text{Log } K_{ow} < 3$	1. $100 \leq K_d < 1000$ 2. $500 \leq K_{oc} < 5000$ 3. $3 \leq \text{Log } K_{ow} < 4$	1. $K_d \geq 1000$ 2. $K_{oc} \geq 5000$ 3. $\text{Log } K_{ow} \geq 4$
<b>Aerob nedbrydelighed</b>	1. Svært nedbrydelig/persistent 2. $t_{1/2} \geq 180$ d.	1. Potentielt nedbrydelig 2. $60 \text{ d.} \leq t_{1/2} < 180 \text{ d.}$	1. Let nedbrydelig 2. $t_{1/2} < 60$ d.
<b>Anaerob nedbrydelighed</b>	$t_{1/2} \geq 180$ d.	$60 \text{ d.} \leq t_{1/2} < 180 \text{ d.}$	2. $t_{1/2} < 60$ d.

De stoffer, der efter denne screening potentielt kan udgøre en risiko, vurderes ud fra de processer, der kan foregå i selve magasinet. Da det på forhånd kan være umuligt at vurdere om der er aerobe eller anaerobe forhold (og dette desuden kan variere over korte afstande), screenes kun de stoffer fra, der både er let nedbrydelige under aerobe og anaerobe forhold, jf. matricen i figur 4.2.



Figur XX.X2 Anden screening af miljøfremmede organiske stoffer ud fra forventede processer i den mættede zone (aerob og anaerob nedbrydning).

I de følgende delafsnit er metodikken anvendt på de stoffer/stofgrupper, der er observeret med en overkoncentration i forhold til grundvandskvalitetskriterierne.

## 4.2 Oliestoffer

Oliestofferne er opgjort som totalkulbrinter. For tagvand er overskridelsen så lille, at den ikke betragtes som værende signifikant i forhold til nedsivningen. For let belastede veje og tungere belastede veje er worst case koncentrationerne 1.500-2.000 µg/l. Det er forbundet med udfordringer at køre grupper af stoffer igennem matricen, i det den egentlig er opbygget i forhold til enkeltkomponenter. I den opløste fraktion af olie kan der være flere hundrede enkeltkomponenter. Det der vides om total kulbrinte sammensætningen er, at monoaromaterne stort set er væk. Samtidig forventes det, at stoffer med høj flygtighed/Henrys lov konstant i et stort omfang vil være fordampet pga. af den store overflade vandet har, mens det afstrømmer på overfladen. Stofferne der er tilbage i vandet vil derfor formentlig primært være stoffer med mere end 10 kulstofatomer. De mest vandopløselige vil have log Kow værdier i størrelsen 3-4, og hovedparten log Kow større end 4 svarende til mellem til høj binding.

Fyringsolieforureninger, der i sammensætning formentlig ligner det, der er opløst i vejvand, og som ikke er fordampet, ses sjældent at bevæge sig mere end 20-30 m fra spildstedet i grundvandet. Ved koncentrationer der reduceres fra 10.000 µg/l til 0,1 µg/l (ca. detektionsgrænsen) svarer dette til halveringstider for oliestofferne på 10-100 dg ved almindelige grundvandshastigheder (5-50 m/år), hvilket placerer oliestofferne i kategorien mellem-høj nedbrydelighed, svarende til rater på 0,006-0,06 dg<sup>-1</sup>. For oliestoffernes vedkommende betyder det, at man er i de grønne kasser i matricen i figur 4.1 svarende til, at stofferne her sandsynligvis ikke udgør en grundvandsrisiko. Det vurderes dog, at der helt lokalt, dvs. i et nærområde omkring nedsivningsstedet vil kunne forekomme mindre overskridelser af kvalitetskriterierne, hvis kildestyrken (tæt befæstet areal med høj forureningsgrad af vejvand) er høj og afstanden til grundvandet lille.

## 4.3 PAHer

PAHer er karakteriseret ved deres ringstruktur. Naftalen betragtes af flere som den simpleste PAH (to ringe), andre definerer polyaromater som mindst tre ringede strukturer. Naftalen har en log Kow på 3,3, anthracen (den simpleste 3-leddede PAH) har en log Kow på 4,5. Dette bringer PAH gruppen helt overvejende over i tung binding til jorden, jf. matricen i figur X.1. Miljøstyrelsen udgav i 2001 en rapport om nedbrydning af PAH i jord og grundvand /19/. I denne

rapport er der udført en litteraturgennemgang, der viser at de mest vandopløselige PAHer (toleddede) har halveringstider på mindre end 30 dg, de treleddede på op til 300 dg og 4 leddede og herover op til over 300 dg. Der ses således en sammenhæng mellem opløselighed og nedbrydelighed, dvs. jo større vandopløselighed desto hurtigere nedbrydning. Med undtagelse af de helt simple PAH'er betyder det, at man ender i mellem-lav nedbrydelighed. Jf. matricen er det stoffer med en kombination af høj binding og lav omsætning, der skal vurderes yderligere. Dette kunne være pyren, benz(a)pyren og lignende dele af PAH fraktionen. Disse stoffer vil ligeledes falde igennem matricens anden del skitseret i figur 4.2, og kræve, at der opstilles kriterier for, hvilke områder, nedsivning kan etableres uden risiko for forurening af grundvandsressourcen.

Pyren og stoffer med mere kompliceret ringstruktur har Kd værdier  $> 30-40$  selv i jorde med lavt kulstofindhold, svarende til at stoffet tilbageholdes mere end 200 gange i forhold til vandets transport. Normalt dimensioneres nedsivningshastigheden (overfladebelastningen) til op til  $10-15 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ år}$  svarende til en transporthastighed på maksimalt  $10-20 \text{ cm/år}$  for stoffet i jordlag med lavt organisk stofindhold (som smeltevandssand). Hvis man jævnligt afgraver den øverste del af jorden i nedsivningsarealet fjerner man derfor risikoen for grundvandet på det lange sigt. En måde at reducere risikoen på yderligere er at anvende et areal til nedsivningen med et relativt højt organisk indhold i den øvre del af jordsøjlen, eksempelvis 1 % eller større, hvorved man kan få stofhastigheder, der er 1000 gange lavere end vandets, og herved samtidig stimulere muligheden for biologisk omsætning.

#### 4.4 Andre relevante organiske stoffer

I forhold til indhold af stoffer med overkoncentration er det plastblødgørerne, der har vist sig at have indhold der potentielt set kan lede til overskridelser i grundvandet. DEHP er den mest dominerende komponent i gruppen. Stoffet har en log Kow på ca. 8, hvilket bringer den over i stofgruppen med meget høj binding. Den aerobe halveringstid opgives til 15-30 dage, og bringer således stoffet over i gruppen med høj nedbrydelighed, og dermed udgør stoffet ikke en risiko overfor grundvandet.

#### 4.5 Tungmetaller (partikulært og opløst)

Tungmetallerne der har overkoncentrationer i opløst form er bly og zink. For begge stoffers vedkommende er der tale om en relativt begrænset overkoncentration på mindre end en faktor 10. Da der er tale om tungmetaller, der ikke omsættes vil de jf. matricerne i figur 4.1 og 4.2 kræve en nærmere vurdering. Bly og zink har typiske Kd værdier i størrelsen mange tusinder ( $3.000-7.000/20$ ) svarende til, at metallerne bevæger sig med hastigheder der er brøkdele af promiller i forhold til vandet. De partikelbundne metaller vil for hovedpartens vedkommende sedimentere ud i bassin/bed eller blive filtreret fra i den allerøverste del af jordlegemet/filtermaterialet, typisk i den øverste  $0,5-1 \text{ m}$ .

På samme måde som for PAHerne gælder altså, at stofferne opkoncentreres i jorden og derfor kan fjernes ved at afgrave ganske små jordmængder med jævne mellemrum.

#### 4.6 Næringssalte

Ammonium ses at være tilstede i koncentrationer, der overskrider kriterierne. Ammonium tilbageholdes i et vist omfang i den øvre del af jordsøjlen enten ved sorption eller kationbytning. Ammonium er i litteraturen opgivet til at have halveringstider på 10-20 dage under aerobe forhold, samtidig med at bindingen ligger i mellem gruppen. Umiddelbart vurderes det derfor, at ammonium ikke udgør en risiko i forbindelse med nedsivningen. Ammonium omdannes til nitrat, men dette har langt højere grænseværdier og udgør i sammenligning med andre kilder kun et helt negligibelt bidrag.

## .7 Andre relevante uorganiske stoffer

Klorid fra saltning giver i vinterhalvåret anledning til en overkoncentration i forhold til drikkevandskriteriet. Klorid hverken tilbageholdes eller nedbrydes under transporten til og igennem grundvandet. GEUS har i forhold til grundvandskvalitet udarbejdet en rapport der ser på klorid i forhold til drikkevandsindvindingen /21/. Konklusionen i rapporten er, at der ved den praksis, der eksisterede i 2009 i bymæssig bebyggelse, er et spild til nedsivning i størrelsen 10-20 % af den udsprede saltmængde. Dette giver anledning til et klorid bidrag på 30-60 mg/l i grundvandet i eksempelvis vestegnskommunerne ved København og 70-130 mg/l i København og Frederiksberg. En forøgelse af tabsprocenten til 50 eller måske 100 % ved indførelse af nedsivning af vejvand vil med den nuværende saltningspraksis sandsynligvis lede til, at grundvandets kloridindhold på længere sigt i tættere bebyggede områder overskrider drikkevandskriteriet. Klorid er derfor i bymæssig bebyggelse et stof der potentielt set kan forårsage en risiko overfor grundvandsressourcen på regional skala og herudover også lokalt omkring vejanlæg i det åbne land hvis ikke saltningspraksis ændres.

## 4.8 Bakterier

Der ses i forhold til drikkevandskvalitetskriteriet at være en voldsom overkoncentration af fækale colibakterier i både tag og vejvand, der primært stammer fra dyr som hunde og fugle. Ved gennemstrømning af jordlagene virker disse som et filter i forhold til bakterier generelt. Bakterier tilbageholdes på grund af deres størrelse i forhold til kornstørrelsen i jorden, samt pga. af deres affinitet for at hæfte sig til partiklerne. Fækale coli overlever ikke særligt godt uden for tarme, der er deres habitat. De er således karakteriseret ved at have et behov for en konstant høj temperatur (37°) og et højt kulstofindhold i deres substrat. Ingen af delene er til stede når vand fra overfladen introduceres i jorden. Overlevelsestiden er derfor relativt begrænset, i drikkevand ses typisk halveringstider på 10-15 dage, svarende til en analog høj aerob omsætning for kemiske stoffer. Tilbageholdelsen vurderes at være "mellem", hvilket giver anledning til en kategorisering som ikke indebærende en risiko over for grundvandet.

# 5 Uddybende Risikovurderinger

Som det ses af det foregående afsnit er der for hovedparten af stoffer i tag- og vejvand formentlig kun meget lille risiko ved nedsivning af vejvand i forhold til grundvandet, såfremt den samlede kildestyrke ikke er meget høj (kombination af stor hydraulisk belastning og høje koncentrationer). Salt (klorid) er en særlig problemstilling, der kræver en helt anden tilgang end for de resterende stoffer, da klorid ikke kan renses ud af vandet.

I forhold til den opstillede screeningsmodel er der en indbygget modsætning i forhold til de værktøjer der typisk anvendes både i forhold til risikovurdering i forbindelse med jordforureningsloven og ved ansøgning om godkendelser af depoter. På jordforureningsområdet er der en præcedens for at anvende de beskrivelser, der ligger i Miljøstyrelsens vejledning nr. 6 og 7 fra 1998 vedrørende oprensning af forurenede grunde. Den matematiske beskrivelse af risikovurderingsværktøjet benævnes ofte JAGG (en forkortelse af jord, affald, gas og grundvand), og er i øjeblikket gældende i version 1.5. Der er en revision af konceptet til version 2.0 i udkast i skrivende stund (april 2011) som i større omfang end den tidligere inddrager processerne i den umættede zone i vurderingerne. I det følgende afsnit er metoden kort beskrevet, herunder hvilke data der skal beskrives/indhentes for at udføre vurderingerne.

## 5.1 Metoder og tilgange

JAGG udspringer i forsigtighedsprincippet. Helt basalt er der i modelbeskrivelsen indlejret en række standardværdier/ antagelser, der sikrer en vis konservatisme i vurderingen, hvis man ikke har målte data fra lokaliteten. Dette skal sikre, at de gældende grundvandskvalitetskriterier kan overholdes i ethvert magasin, der kan anvendes til indvindingsformål eller som kan bidrage til en spredning af forurening over større arealer. I praksis betyder dette typisk, at kriterierne skal overholdes i det førstkomende magasin, der har en udstrækning ud over den ejendom der betragtes. Magasiner jf. den ovenstående definition kan således godt være relativt smalle horisonter med eksempelvis sand i ler, hvis de kan følges over større afstande (> 30-40 m).

I forhold til vurderingen overfor grundvandet er den nuværende JAGG model opdelt i tre trin:

- Trin 1: Kildestyrken i det nedsivende vand (i vores tilfælde koncentrationen der forlader bunden af nedsivningsområdet gange med vandmængden) fortyndes op i de øverste 25 cm af det underliggende magasin. Den resulterende koncentration (C1) sammenlignes med kriteriet. Hvis kriteriet er overskredet fortsættes til trin 2, hvis kriteriet er overholdt er der ingen risiko.
- Trin 2: Stoffet sendes ud og rejse med grundvandet. Dispersionen indkalkuleres. Der udregnes en koncentration i en afstand svarende til et års strømning med grundvandet (C2), dog ikke mere end 100 m fra nedsivningsområdet. Samme principielle metodik er implementeret i bekendtgørelse om deponeringsanlæg. Hvis kriteriet er overskredet fortsættes til trin 3, hvis kriteriet er overholdt er der ingen risiko.
- Trin 3: I trin 3 indregnes effekterne af nedbrydning og sorption i den mættede zone. På denne baggrund beregnes C3. Hvis C3 overholder kriterierne skal der opstilles et måleprogram, der dokumenterer at de anvendte nedbrydningsrater er realistiske. Såfremt det ikke vurderes, at den beregnede C3 kan overholde kriterierne vil der i jordforureningssager, typisk enten blive indsamlet flere informationer, der bedre kan kvalificere risikovurderingen alternativt udført en afværge. I forhold til en godkendelsesprocedure vil en godkendelse tilsvarende formentlig ikke kunne opnås, hvis ikke det kan dokumenteres at kravene kan overholdes.

I den reviderede model der stort set ligger klar er der udover de beskrevne processer mulighed for at inddrage stoftransporten gennem den umættede zone i overvejelserne. Hvis stofferne ikke omsættes giver det principielt ingen større forskel, dog får man information om det tidsmæssige forløb. Såfremt stofferne kan omsættes under den vertikale transport, er der i lighed med i trin 3 i grundvandet knyttet et krav til dokumentation af at omsætningen rent faktisk foregår med en rate der er i overensstemmelse med det der anvendes i beregningerne.

## 5.2 Datakrav

Der indgår en lang række af parametre i risikovurderingen, både i forhold til JAGG 1.5 og 2.0. De vigtigste er angivet herunder, sammen med en kort kommentering:

- Vandmængden der nedsives. Kan bestemmes ud fra regnserier, afstrømningsareal og afløbskoefficienter, kan bestemmes relativt sikkert.
- Koncentrationer i det nedsivende vand. Kan måles (kompliceret), eller der kan anvendes statistiske værdier fra eksempelvis nærværende skrift.

- Organisk stofindhold i evt. filtermaterialer til beregning af sorptionskoefficienten ( $K_d$ ) for de organiske stoffers vedkommende.  $K_d$  værdier fra litteraturen for metallerne.
- Viden om geologien for både den umættede og mættede zones vedkommende. Skal bruges til estimation af de hydrauliske ledningsevner, porøsitet, sorptionsforhold og forventede redoxforhold horisontalt og vertikalt. Data kan i mange tilfælde indhentes via GEUS Jupiter database på det regionale plan, men kan kræve etablering af borerer til det førstkomende magasin ved nedsivningsområdet.
- Nedbrydningsraterne for de organiske stoffer. Dette vurderes at være den største hurdle i risikovurderingen. Dokumentation af en nedbrydning i forhold til godkendelse må i sagens natur tage udgangspunkt i nogle litteraturværdier korrigeret i forhold til de lokale forhold. For ganske få komponenter og redoxforhold ligger der gennemarbejdede statistiske data for nedbrydningsrater i litteraturen, hvorimod der for hovedparten af stofferne kun eksisterer mere sporadiske data, der kan give en indikation af raten. Kravet til efterfølgende dokumentation opfyldes heller ikke trivielt. Udtagning af vandprøver fra den umættede zone under filteret er en specialdisciplin, i det jordens kapillære tryk skal overvindes. Det er væsentligt lettere at udtage prøver fra det underliggende magasin til dokumentation af at kravene overholdes, men her vil man ofte have den udfordring at opholdstiden fra bassinunderkant til magasinet kan være mange år. Det vil derfor være en fordel, hvis der på baggrund af grundige pilot undersøgelser, kan opstilles robuste funktionskrav til nedsivningsarealets indretning således at kravene kan opretholdes, frem for at udføre en specifik dokumentation af de enkelte anlæg.

## 6 Konklusioner

Der er gennemgået en lang række data fra udenlandske og danske datasamlinger med henblik på at fastsætte robuste beskrivelser af indhold af diverse miljøfremmede stoffer i afløbsvand fra tage og vejarealer.

Det er forsøgt at opsplitte kvaliteten af vejvand i to grupper, med henholdsvis vand fra lettere belastede områder og tungere belastede områder. Opsplitningen er sket ud fra en kvalitativ vurdering af trafikintensiteten, der vurderes at være den helt dominerende parameter i forhold til belastningen. Let belastede områder er eksempelvis veje i villakvarterer, boligområder etc. og tungere belastede områder er hovedfærdselsårer, motorveje, heftigt belastede parkeringsarealer mv..

Som et robust mål (worst case) for koncentrationen er for hovedparten af stofferne anvendt 90 % fraktilen i den lognormalfordeling, der bedst beskriver de anvendte data. Denne koncentration er sammenlignet med recipientkvalitetskriterier, grundvandskvalitetskriterier og drikkevandskvalitetskriterier, med henblik på udpegning af stoffer, der potentielt set kan udgøre en risiko overfor recipienter og grundvand ved udledning og nedsivning.

I forhold til nedsivning er der udpeget en række stoffer, der har en overkoncentration i forhold til grundvandskvalitetskriterierne. Disse stoffers risiko i forhold til nedsivning er evalueret med en model udviklet på DTU. Evalueringen indikerer, at det største problem i vejvandet udgøres af klorid fra salt anvendt til glatførebekæmpelse. De tungere organiske stoffer som tung olie og tunge PAH forventes sammen med metallerne enten at kunne fjernes direkte i filtermateriale og/eller de allerøverste jordlag. De lettere oliekomponenter, de lette PAH og blødgørerne forventes at blive biologisk omsat ud fra generelle observationer af disse stoffers generelle opførsel i nedbrydningsforsøg.

Mikroorganismer reduceres ligeledes voldsomt igennem nedsivningen i den umættede zone pga. af dels filtreringen og dels det relativt lave indhold af organisk stof, der favoriserer andre bakterietyper end E. Coli mv.

Det skal observeres, at der ved nedsivning vil etableres en mindre zone umiddelbart under området, hvor jorden jævnl

skal udskiftes for at forhindre en dybere nedtrængning af de stoffer der primært fjernes ved sorption.

Der er en divergens mellem den anvendte risikoscreening og Miljøstyrelsens anbefalede værktøj til evaluering af deponier og jordforurening. I forbindelse med denne type aktiviteter vil der normalt blive stillet krav til et monitoringsprogram, der dokumenterer de faktiske forhold og vandkvaliteten på stedet. Dette vil være relativt bekosteligt på nedsivningssager. Det anbefales derfor at der i stedet opstilles robuste funktionskrav til nedsivningens indretning i stedet, således at de generelle krav kan overholdes i alle tilfælde. Dette vil kræve nogle pilotforsøg med forskellige kombinationer af kildestyrke, geologi og indretning af nedsivningen, men vil på længere sigt være en mere økonomisk fremgangsmåde, hvis nedsivning skal have en større udbredelse som et af værktøjerne i forhold til klimatilpasningen.

## 7 Referencer

- /1/ Orbicon (2009): Københavns Kommune, LAR projekthåndbog, Risiko overfor grundvandsressource og overfladerecipienter ved afledning af regnvand.
- /2/ Orbicon (2009): Københavns Kommune, LAR projekthåndbog, Tagvand og vejvand – Indhold af miljøfremmede stoffer.
- /3/ Hvidtved-Jacobsen, T., Vollertsen, Nielsen, A.H. (2010): Urban and Highway Stormwater Pollution. Concepts and Engineering. CRC press, Boca Raton,
- /4/ Ingvertsen, S.I., Jensen, M.B., Magid, J: (2010): A minimum data set to evaluate the efficiency of stormwater treatment facilities – a proposal. Submitted for publication.
- /5/ Vezzano, L., Eriksson, E., Mikkelsen, P.S. (2009): Vurdering af metoder til lokal rensning af regnvand. DTU, Institut for Vand og Miljøteknologi.
- /6/ COWI (2006): Litteraturstudie om opsamling og behandling af vejvand. Fase 1. Udarbejdet for Miljøkontrollen.
- /7/ Spildevandscenter Avedøre (2010): LAR Metode-guide 2010.
- /8/ NN (20??): Environmental Assesment of Infiltration Methods of Contaminated Rainwater.
- /9/ Boller (2004): Towards sustainable urban stormwater management. Water Science and Technology: Water Supply (4)-1, pp. 55–65.
- /10/ Kang, J. (2005): Modeling First Flush and Particle Destabilization: Implications for Design and Operation of Stormwater BMPs.Ph. D. Thesis, UCLA.
- /11/ NN (2011): International Stormwater BMP Database. Data indhentet 5/1-2011. <http://www.bmpdatabase.org/>
- /12/ Arnbjerg-Nielsen, K., Hansen, L., Hasling, A.B., Clauson-Kaas, J., Hansen, N.J., Carlsen, A., Stenström, T.-A., Ottoson, J. (2003): Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 38, 2003. Miljøstyrelsen.
- /13/ Kjølholt, J., Poll, C., Jensen, F.K. (1997): Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt 355. Miljøstyrelsen.
- /14/ Rørcenteret (2002): Brug af regnvand til wc-skyl og vaskemaskiner i boliger. Rørcenter-anvisning 003, 2. udgave.
- /15/ Kristiansen, S.M., Christensen, F.D., Hansen, B. (2009): Vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed overfor vejsalt. GEUS.

- /16/ DHI (2004): Køge Havn. Jorddepot, havneudvidelse og rekreative områder. VVM-baggrundsundersøgelser – Rapport 6. Udvaskning fra jord i deponi. Udarbejdet for Køge Kommune.
- /17/ Baun, A., Eriksson, E., Aabling, T., Ledin, A. og Mikkelsen, P.S. (2005): Screening tool for problem and hazard identification of xenobiotic organic compounds in stormwater.
- /18/ DHI og Hedeselskabet (2005): Detailkortlægning i Suså Indsatsområde, Fase 2, Trin 1: Specifikke forureningstrusler. Udarbejdet for Vestsjællands og Storstrøms Amter, september 2005.
- /19/ Knudsen, S., Andersen, J.N., Broholm, M. (2001): Naturlig nedbrydning af PAH i jord og grundvand. Miljøprojekt 582, Miljøstyrelsen.
- /20/ DHI (2004): Køge Havn. Jorddepot, havneudvidelse og rekreative områder. VVM-baggrundsundersøgelser-Rapport nr. 6. Udvaskning fra jord i deponi. Udarbejdet for Køge Kommune.
- /21/ Kristiansen, S.M., Christensen, F.D., Hansen, B, (2009): Vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed overfor vejsalt. Udgivet af GEUS 2009.
- /22/ DHI (2008): Overfladeafstrømning i Gladsaxe Kommune. Høje Gladsaxe, TV-byen, Skovbrynet Station samt tre udløb til Smørmosen. Udarbejdet for Miljøafdelingen, Gladsaxe Kommune.