

Miljøgifter i kommunalt avløpsvann — Vurdering av effekter ved utslipp i sjøvann

Av Jon Knutzen og Kjell Øren

Jon Knutzen og Kjell Øren er forskere på NIVA.

1. INNLEDNING

Etter oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn (SFT) gjennomfører NIVA prosjektet «Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter». Denne artikkelen, som beskriver resultatene fra ett av delprosjektene (1), gir en vurdering av hvilke konsekvenser kommunalt avløpsvannns innhold av miljøgifter kan ha for resipientforholdene. I denne sammenheng vurderes også hvilke krav som bør stilles til avløpsvannets behandling før utslipp.

Et slikt arbeid forutsetter at vannmiljøet har en viss kapasitet til å motta giftstoffer uten å ta påviselig skade. Arbeidet berører ikke prinsippet om at miljøgifter så langt råd skal stoppes ved kilden, men representerer en praktisk tilpasning til behovet for å fatte beslutninger.

Grunnlaget for bedømmelsen er art og mengde av miljøgifter. Stoffene som behandles er utvalgte metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klororganiske forbindelser. For de sistnevnte vedkommende er informasjonene begrenset til forbindelser som det er vel innarbeidede rutineanalyser for i Norge: PCB, HCB, DDT og BHC (lindan). Øvrige klororganiske stoffer som vi må

anta at er til stede i vekslende mengde på grunn av langtransportert tilførsel via atmosfæren og/eller diffus tilførsel fra innenlandsk forbruk, er f.eks. pesticidene toxaphen og clordan, samt klorerte parafiner, som i stor grad har erstattet PCB. Disse stoffenes forekomst er dekket gjennom samleparameteren EOC1 — ekstraherbart organisk bundet persistent klor — (også betegnet TOCl).

Hensikten har vært å betrakte et avløpsvann med antatt høyt miljøgiftinnhold. Dersom miljøgiftinnholdet ikke synes å være noe problem i avløpsvann fra et sterkt trafikkert og industrialisert byområde med felles avløpssystem, vil det sannsynligvis heller ikke representere noen risiko andre steder.

For enkelte av miljøgiftene er det sparsomt med litteraturdata, og arbeidet måtte suppleres med egne undersøkelser.

2. KONSENTRASJONER OG MENGDER I UBEHANDLET AVLØPSVANN

Tabell 1 gjengir data fra undersøkelser høsten 1982. I uke 45—50 ble vannmengdeproporsjonale døgnblandprøver innsamlet ved Bekkelaget rensesanlegg i Oslo og Sentralrenseanlegg Vest i Asker.

Ved Bekkelaget er ukeblandprøvene satt sammen av like volumer av døgnblandprøvene. Ved SRV er døgnblandprøvene satt sammen vannmengdeproporsjonalt til ukeblandprøver. Avløpsnettene er etter fellessystemet.

Analysene av metaller i disse prøvene er utført i henhold til Norsk Standard, mens de klororganiske forbindelsene er analysert ved gasskromatografi etter SIs rutinemetode (2). PAH-analysene er utført som beskrevet av Berglund og Gjesing (3).

Det er ingen enkel sammenheng mellom vannmende og konsentrasjon av stoffer. Der diffus tilførsel gjennom gateavrenning er sannsynlig hovedkilde, vil både utvaskings- og fortynningsmekanismer virke. I uke 45—50 1982 var det forholdsvis mye nedbør og litt snøsmelting, som resulterte i vannføringer ved Bekkelaget og SRV på 2—3 ganger årsmidlet. Høy tilførsel av vann antas ikke å medføre en undervurdering av miljøgiftmengdene.

Middelkonsentrasjonene for metaller i uke 45—50 samsvarer stor sett godt med tidligere observerte årsmidler fra Bekkelaget renseanlegg. Blykonsentrasjonene var en del høyere, mens kadmium- og nikkelskonsentrasjonene lå noe lavere. Det var også rimelig godt samsvar med data fra andre norske og svenske anlegg.

De målte konsentrasjonene av PAH var moderate. Tabellens kolonne for KPAH representerer summen av stoffer som det er indikasjoner på at er moderat til sterkt kreftfremkallende henhold til NAS (4). Det som er indentifisert i kloakkvannsprøvene er kun gruppen av benzofluoranthener, som bare er moderat kreftfremkallende og dessuten omfatter en inaktiv isomer.

Årstidsvariasjoner i konsentrasjonene

er kjent i avrenning fra veg, der det er målt konsentrasjoner i avrenningsvannet varierende fra 2.000 til 20.000 ng PAH/l (E. Lygren, pers. medd.). Variasjonene er avhengig av bl.a. årstid, feie- og snøhåndteringsrutiner. PAH vil akkumuleres i snøkantene langs vegbanen om vinteren, med påfølgende utvasking og høye konsentrasjoner, opptil 20.000 ng/l, om våren. Konsentrasjonene faller raskt etter at smelteperioden er over. Eventuell oppsamling av PAH i veistøv utover sommeren, vil etter langvarig regnskyll om høsten også bli spylt bort. Senhøstes er det derfor ofte lave eller moderate konsentrasjoner, som i våre undersøkelser.

Borneheff og Kunte (5) har også demonstrert forskjell på over en størrelsesorden i PAH-konsentrasjon ved tørrværs-tilrenning (lave konsentrasjoner) og like etter regnskyll.

Med et par unntak for PCB (to innløpsprøver fra henholdsvis Bekkelaget og SRV) ble det også observert bare moderate konsentrasjoner av klororganiske forbindelser, i flere tilfeller ned mot deteksjonsgrensen. Imidlertid ses det også av tabell 1 at det var forholdsvis stor variasjon i forekomsten, dvs. 1—2 størrelsesordener i innløpsvann for både PCB, HCB og EOCl. Det er ingen åpenbar forklaring på at så store variasjoner opptrer selv i ukeblandprøver.

Forekomsten av indentifiserte klororganiske forbindelser overstiger ikke 2—3% av ekstraherbart organisk bundet persistent klor. Resten — de uidentifiserte — kan teoretisk være stoffer med de samme farlige egenskaper som de indentifiserte komponentene. Sannsynligvis dreier det seg bl.a. om toxaphen, clordan og klorerte parafiner. Disse er alle kjent å ha betydelig forekomst i Sverige, men

Tabell 1. Konsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avløpsvann (fellesystem).

ANLEGG	TYPE DATA	µg/l										ng/l			
		Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH	KPAH1)	PCB	HCB	Σ-BHC ∞-BHC	DDT	EOC1
Bekkelaget	UKE 45 + 46 1982	47.8	280	280	1.44	12.5	<5	0.63	1988	283	47	2	<4	2	~1400
	UKE 47+48+49 1982	13.4	110	130	0.69	5.5	<5	0.25	1024	84	2	1	<4	2	~1100
	UKE 50 1982	9.69	160	130	0.34	55	<5	0.90	1491	98	10	0.2	<4	1	~500
MIDDEL UKE 45-50 1982		24.2	175	180	0.88	16	<5	0.49	1423	153	18	1.2	<4	1.8	~1100
SENTRAL- RENSE- ANLEGG VEST (SRV)	UKE 46 1982	7.8	200	60	0.35	2.9	<5	0.50	531	226	3	1	<4	1	~1700
	UKE 47 1982	25.0	240	190	0.56	6.75	<5	0.85	375	37	18	1	<4	-	<500
	UKE 48 1982	12.5	90	140	0.21	3.25	<5	1.0	826	72	120	8	<2	11	~8400
	UKE 49 1982	5.75	80	80	0.15	1.50	<5	2.0	300	67	17	1	<4	1	~500
	UKE 50 1982	5.6	80	100	0.15	2.0	<5	0.55	1:68	253	16	1	<4	1	~1300
MIDDEL UKE 46-50 1982		11.3	138	114	0.28	3.3	<5	0.98	620	131	35	2.4	<4	3.5	~2500

1) KPAH1: Sum av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH. Se nærmere i tekst.

er nesten ikke undersøkt i Norge. Det er liten grunn til å tro at ikke vi har problemet samme grad.

På grunnlag av middelkonsentrasjonene i tabell 1 supplert med metallanalyser fra andre anlegg er det i tabell 2 angitt mengder av tilførte miljøgifter pr. person og år. Tilførselene inkluderer bidrag fra

befolkning, industri og servicevirksomhet. Disse totale tilførselene er omgjort til *spesifikke tall pr. innbygger* i avløpsområdet.

Det er ved disse beregninger foretatt en skjønnsmessig avveining, som i det vesentlige består i å benytte et høyt anslag, for ikke å undervurdere belastningen.

Tabell 2. *Anslåtte mengder av tilførte miljøgifter i gram pr. person og år fra kommunalt avløpsvann (fellessystem)*

Pb — Bly	4	PCB	0.01
Cu — Kobber	40	HCB	0.001
Zn — Sink	50	BHC	0.001
Cd — Kadmium	0.3	DDT	0.001
Cr — Krom	3	EOCI	0.5 (1.0?)
Ni — Nikkel	2	PAH	0.5
Hg — Kvikksølv	0.3		

Særlig er slike hensyn tatt for de mest risikofylte metaller og organiske mikroforurensninger. På grunn av usikkerheter vedrørende konsentrasjoner av organiske forbindelser kan belastningen i ubehandlet avløpsvann likevel være satt for lavt. Metallmengdene kan anses å være vesentlig mer pålitelige og rommer etter all sannsynlighet ikke feil av en slik størrelse at det kan ha konsekvenser for bedømmelsen og konklusjonene.

3. RENSEEFFEKTER

Tabellene 3 og 4 viser konsentrasjoner i utløpsvannet fra SRV og eksempler på prosentvis reduksjon i miljøgiftinnhold ved behandling av kommunalt avløpsvann. SRV drives som primærfellingsanlegg med jernklorid. Variasjonene i resultatene understreker usikkerheten i materialet.

Renseeffekten for metaller ligger lavere enn erfaringer fra USA skulle tilsi (6) og også lavere enn oppnådd i halvt teknisk målestokk i Norge (7). I oversiktsarbeidet til Bishop (6) nevnes at de fleste aktuelle metaller reduseres med 90%. Unntatt er bl.a. kvikksølv, selen, antimon og thallium, der typiske renseeffekter var 50% eller mindre. Det bør imidlertid legges vekt på at de norske resultatene stammer fra anlegg i en vanlig driftssituasjon og derfor kan være mer tilforlatelig mht. hva som kan oppnås i praksis.

De undersøkelser som hittil er foretatt ved rensesprinsipp som er mest aktuelle i Norge, gir ikke grunnlag for å anta høyere rensesgrad for risikometaller enn 50—60% (tabell 3, 4).

For organiske forbindelser er vurderingen ytterligere komplisert. Det er f.eks. tilsynelatende lite samsvar mellom den observerte rensesprosent på omkring 75%

Tabell 3. Konsentrasjoner i utlopsvann fra kjemiske rensesanlegg.

ANLEGG	REF.	µg/l							ng/l				EOCT			
		Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH	KPAH ⁹⁾	PCB	HCB		$\frac{\alpha\text{-BHC}}{\beta\text{-BHC}}$	DDT	
Bekkelaget	Stikkprøve 1979	8							1504							
	Stikkprøve 1979	8							805							
	Stikkprøve 1980	8							5568							
	Stikkprøve 1980	8							1857							
SRV	UKEMIDDEL 46-1982		5.3	180	10	0.21	<0.5	<5	0.25	80	0	9	1	<4	0.5	1000
	- " - 47-1982		3.3	10	30	<0.1	1.00	<5	0.27	81	12	4	<1	<2	0.1	< 500
	- " - 48-1982		3.9	40	60	<0.1	1.63	<5	0.35	77	14	8	0.1	<2	0.5	<1000
	- " - 49-1982		3.1	50	50	<0.1	1.00	<5	0.60	156	10	2	0.1	<2	<0.1	< 500
	- " - 50-1982		2.9	40	40	<0.1	0.8	<5	0.40	305	16	7	1	<2	<0.1	< 700
MIDDEL UKE 46-50 1982		3.7	64	38	<0.12	<0.99	<5	0.37	140	10	6	<0.6	<2.4	<0.3	< 900	

1) Sum av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH. Se nærmere i tekst.

for PAH (tabell 4) og tidligere observerte høye konsentrasjoner som er konstateret ved stikkprøveanalyser av utløpsvann fra Bekkelaget (8). Det kan imidlertid over kortere tid opptre slike høye konsentrasjoner hvis det er et betydelig innslag av PAH-forurenset overvann i avløpsvannet.

De observerte renseseffekter for klororganiske forbindelser viste stor variasjon i enkeltresultatene for hvert stoff og betydelig forskjell mellom stoffene med hensyn til midlere renseseffekt. Selv om alle de variable viser en midlere reduksjon på mer enn 35% (tabell 4), kan det isolert sett være mest riktig å ikke bruke høyere rensegrad enn 25% som vurderingsgrunnlag. Særlig det forhold at innholdet av EOC1 i middel viser liten reduksjon ved behandling, tilsier dette. Ut fra teoretiske betraktninger vedrørende løselighet, flyktighet og tendens til adsorpsjon på partikler synes det forøvrig å måtte ventes betydelig variasjon i rensegrad av klororganiske forbindelser.

Foreløpige konklusjoner med hensyn til sannsynlige renseseffekter ved kjemiske anlegg som bruker aluminium eller jern som fellingsmiddel kan oppsummeres slik:

Metaller	50%
PAH	75%
Klororganiske forbindelser	25—50%

4. VURDERING AV MILJØGIFT-UTSLIPP TIL SJØVANNRESIPIENTER

Belastningen med miljøgifter har to sider:

- risiko for skade på marine samfunn
- risiko for akkumulering i spiselige organismer opp til nivåer som er betenkelige fra et hygienisk synspunkt

Også det første punktet innbefatter akkumulering i den forstand at det ved lang og/eller høy belastning kan opptre konsentrasjoner i organismer som gir skade.

4.1 Vurdering av risiko for direkte giftvirkning på marine samfunn

I norske fjorder er det representert alle grader av saltholdighet. Ikke få fjorder er i lengre perioder av året preget av et nesten ferskt overflatelag. Særlig giftvirkningen av metaller er i betydelig grad influert av vedkommende metall, tilstandsform, som igjen er avheng av faktorer som saltholdighet og innhold av humusstoffer. Derfor er det for norske forhold nødvendig å trekke inn kunnskaper om giftvirkning både i ferskvann og saltvann.

Som utgangspunkt for å bedømme giftvirkninger er det i tabell 5 gjort en jevnføring mellom miljøgiftkonsentrasjonene i *ubehandlet avløpsvann* og U. S. Environmental Protection Agency's kriterier for beskyttelse av akvatiske livsformer (4). Disse kriteriene angir dels konsentrasjoner som ikke skal overskrides til noen tid (kriterium for akutt toksisitet), dels en øvre grense for et 24 timers gjennomsnitt (kriterium for kronisk giftighet). Kriteriene er å oppfatte som retningslinjer, ikke absolutte grenser. De gjelder resipientvannmassene utenom primærfortynningssonen. Videre antas de å gi et rimelig sikkert vern av akvatiske samfunn, men ikke nødvendigvis å garantere alle arter mot skade til enhver tid.

Det er knyttet flere usikkerheter til kriteriene, som imidlertid representerer det hittil mest solide oppsummeringsarbeid som er gjort for å tallfeste risikable konsentrasjoner.

Tabell 4. Eksempler på prosentvis reduksjon i innhold av miljøgifter, fosforforbindelser og suspendert stoff (SS).

ANLEGG		Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	PAH	KPAH	PCB	HCB	Y-BHC α-BHC	Σ DDT	EOCI	PO4-P	tot-P	SS
SRV	UKEMIDDEL 46-1982	32	10	83	40	83	?	50	85	100	+	0	?	50	6	81	74	77
	- " - 47-1982	87	96	84	>82	85	?	68	78	68	78	0	>50	?	?	93	82	82
	- " - 48-1982	69	56	57	>52	50	?	65	91	81	93	99	?	95	>88	93	80	79
	- " - 49-1982	46	38	38	>33	33	?	70	48	85	88	90	>50	>90	0	93	77	71
	- " - 50-1982	48	50	60	>33	60	?	38	71	94	56	0	>50	>90	46	95	86	82
MIDDEL UKE 46-50 1982	56	50	64	>48	62	?	58	75	86	63	38	>50	81	35	91	80	78	

For kvikksølv i ferskvann er imidlertid kriteriene bemerkelsesverdig strenge, idet de ligger på ca. 1/5—1/15 av antatt bakgrunnsverdier for kvikksølv i kystvann. Om bakgrunnsverdier i ferskvann er det lite eksakte opplysninger fra Norge (< 0.05 ug/l i følge SIFF (10)), men kan antas å være samme størrelsesorden som kystvann. Med disse antagelser om kvikksølvs bakgrunnsnivå blir EPAs kriterier ikke mulig å bruke.

Tabell 5 gjengir også de omtrentlige forhold (A/B) mellom avløpsvannkonsentrasjoner og antatte «bakgrunnsnivåer» i bare diffust belastet kystvann. Forholdstallene tilsvarer en fortykning som gir omtrent dobling av konsentrasjonene i resipientvannet.

Disse bakgrunnskonsentrasjonene vil variere noe med både sted og tid. Kadmium- og kvikksølvs konsentrasjoner er blitt målt i Oslofjorden ved det felles overvåkingsprogram innen rammen av Paris- og Oslokonsensjonene. Resultatene viste at totalkonsentrasjonene (partikulært + løst) lå under 0.02 ug Hg/l og under 0.1 ug Cd/l (11); sannsynligvis ned mot eller under henholdsvis 0.01 og 0.05 ug/l. For de øvrige metaller unntatt bly er de skjønsmessige fastsettelse av normalkonsentrasjonene hentet fra en tidligere litteraturgjennomgåelse (12). Dessuten er det tatt hensyn til enkelte nyere opplysninger (13). De antatte bakgrunnsnivåer for metaller har vært (ug/l):

Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg
0,2	1	3	0,05	0,5	1	0,01

Bakgrunnsnivået for bly er meget vanskelig å bedømme fordi man må regne med kystvannkonsentrasjoner som kan være opp til størrelsesorden høyere enn

i havvann (13). Grensen på 0.1 ug/l for totalkonsentrasjoner av PAH er basert på et meget lavt antall analysedata (12, 14) og er sannsynligvis noe for høy for åpne kystfarvann. For klororganiske forbindelser er det ikke noe grunnlag for å antyde «sivilisatoriske bakgrunnsverdier».

Med de forbehold som ligger i usikkerheter forbundet med anslagene for miljøgifters forekomst i kloakkvann, manglende kunnskaper om sivilisatoriske «bakgrunnsverdier» og i kriteriene selv, kan det likevel trekkes enkelte sannsynlige konklusjoner:

- For *nikkel*, *krom* og *kadmium* vil avløpsvannet hurtig fortynnes til konsentrasjoner som bare gir små overkonsentrasjoner i forhold til resipientvannets. Med de kloakkmengder det er snakk om, vil dette nivå være nådd bare ved primærfortynning. Dette forutsetter imidlertid dykket utslipp. Det samme vil som regel gjelde *sink*, men mer avhengig av et hensiktsmessig utslippsarrangement. For *bly*, *kobber* og *kvikksølv*s vedkommende vil det være vanskeligere unngå moderate, men sannsynligvis registrerbare overkonsentrasjoner innen skyen av ferdig primærfortynnet avløpsvann, med mindre det dreier seg om små avløpsmengder, spesielt gode fortyningsmuligheter eller utslippsarrangement med diffusor som sikrer en stor primærfortynning.
- For de organiske miljøgifter savnes stort sett grunnlag for betraktninger i forhold til et «bakgrunnsnivå». Unntatt er PAH, som ikke synes å by på problemer med særlig overkonsentrasjoner i utslippenes nærsoner.

Ut fra en jevnføring mellom kloakkvannets innhold av organiske forbindelser og vannkvalitetskriteriene kan det sies følgende om giftvirkninger:

- Innholdet av kjente (identifiserte) organiske forbindelser representerer liten eller ingen dokumenterbar fare for akutte eller kroniske giftvirkninger.
- Forekomsten av EOCl (ekstraherbart organisk bundet persistent klor) utgjør en betydelig usikkerhet. Bakgrunnen for denne usikkerhet er at de uidentifiserte stoffer som rommes i denne samlebetegnelsen kan ha lignende biologiske egenskaper som de øvrige klororganiske mikroforureningene, som bare utgjør i størrelsesorden 2—3% av EOCl. Hvis man antar samme skadepotensial som for PCB eller DDT, vil det si at avløpsvannet måtte fortynnes henholdsvis 30 og 1000 ganger for å møte saltvannkriteriet for 24 timers middelverdi. Selv om det er lite sannsynlig at det er noen stor andel av EOCl-forbindelsene som representerer samme grad av skaderisiko som PCB/DDT/HCB, er det klart påkrevet med en identifikasjon av stoffene.
- *Kobber* og *kvikksølv* er de metaller som vil gi forholdsmessig størst risiko for skade på marine planter og dyr, men en primærfortynning på 50—100 ganger vil redusere konsentrasjonene til under antatt faregrense.
- I sterkt ferskvannspåvirkede fjordområder vil *kadmium* (og muligens *kvikksølv*) være mest kritiske, med en viss risiko for overskridelse av kriteriet for kronisk toksisitet også utenom

Tabell 5. Jemføring av anslagsvise miljøgiftkonsentrasjoner i kommunalt avløpsvann (A) med antatte bakgrunnsnivåer i kystvann (B) og EPA's vannkvalitetskriterier for vern av organismer i ferskvann (C₁, C₂) og saltvann (D₁, D₂). Konsentrasjoner i µg/l.

	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr _{III}	Ni	Hg	PAH	PCB	HCB	BHC	DDT	EOC1
A	20	150	150	1	10	5	1	2	<0.05	<0.005	<0.005	<0.005	1
B	0.5	1	3	0.05	0.5	1	0.01	0.1	?	?	?	?	?
A/B	40	150	50	20	20	5	100	20	?	?	?	?	?
C ₁	74	12	180	1.5	2200	1100	(0.0017) ^g	c)	2 d)	250 d)	100 d)	1.1	e)
C ₂	0.75	5	47	0.012	44 ^f	56	(0.00057) ^g	c)	0.014	50 ^f	c)	0.001	e)
D ₁	670 ^{d)}	23	170	59	10 ⁴ d)	140	3.7	300 ^{d)}	10 ^{d)}	160 ^{d)}	0.34 ^{d)}	0.13	e)
D ₂	25 ^{f)}	4	58	4.5	c)	7.1	0.025	c)	0.03	129 ^{f)}	c)	0.001	e)
A/C ₁ -A/C ₂	<1 - 30	12 - 30	<1 - 3	<1 - 85	<1	<1	<1	?	<1 - 4	<1	<1 - ?	<1 - 5	?
A/D ₁ -A/D ₂	<1	6 - 40	<1 - 3	<1	<1 - ?	<1	<1 - 40	?	<1 - 2	<1	<1 - ?	<1 - 5	?

- a) Kriterium for akutt gifthet. Grense som ikke bør overskrides.
b) Kriterium for kronisk gifthet. Grense for 24 timers gjennomsnitt.
c) Ikke datagrunnlag for å sette kriterium.
d) Påvist akutt gifthet, men ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å sette kriterium.
e) Ikke vurdert av EPA.
f) Påvist kronisk gifthet, men ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å sette kriterium.
g) Se kommentar i tekst.

primærfortynningssonen (med mindre det kan oppnås en primærfortynning på ca. 100 ganger). For *bly* og *kobbers* vedkommende vil overkonsentrasjonene etter all sannsynlighet være begrenset til vannmassene som berøres av initialfortynningen. Utslippene av de øvrige metaller vil ikke ha noen betydning.

Bruken av ferskvannskriteriene kan anses som en unødvendig sikkerhetsforanstaltning da det i regelen vil være mulig med utslipp og innlagring i salt vann tilstrekkelig langt under et ferskt overflatelag. Hensikten har imidlertid vært å illustrere nødvendigheten av å ha en i utgangspunktet individuell vurdering av de vannforekomster som er påtenkt som resipienter.

Forutsatt at resipienten ikke er forurenset fra før, f.eks. ved at fortynningsvann resirkuleres, kan den foregående fremstilling oppsummeres dithen at risiko for direkte giftvirkning i vesentlige er begrenset til den del av resipienten som er berørt av primærfortynningen, såfremt denne er 50—100 ganger. Hvor stort areal og volum dette gjelder vil avhenge av fortynningsforløpet, dvs. utslippsarrangement i kombinasjon med strøm- og lagdelingsforhold. For små og moderat store utslipp vil i regelen primærfortynningen finne sted innen en avstand av 50—200 m

Hvilken vekt man skal legge på at nærområdet (primærfortynningssonen) til et kloakkvannutslipp vil få miljøgiftkonsentrasjoner som ligger over den antatt sikre grenser mot giftvirkning, vil bero på brukerinteressene i den aktuelle del av resipienten, og må om nødvendig gjøres til

gjenstand for konsekvensanalyse i det enkelte tilfelle.

Faren for oppkonsentrering gjennom næringskjedene, vil være begrenset til dyr som får en vesentlig del av sin føde ved å ete organismer med det forurensede nærområdet som mer eller mindre fast levested. Teoretisk er slike effekter mulige, men mange tilfeller av industrielle punktkilder og diffus belastning via store forurensede elver antas å bety vesentlig mer.

4.2. Vurdering av risiko for akkumulering og ledsagende konsekvenser for utnyttelse av spiselige organismer

Av det foregående fremgår at *primærfortynningssonen* for enkelte stoffers vedkommende vil inneholde konsentrasjoner av miljøgifter som både kan ha giftvirkning og medføre forhøyede nivåer av miljøgifter i organismer. Til å belyse mulige akkumuleringseffekter i resipientenes *hovedvannmasser* kan Oslofjorden brukes som eksempel.

Oslofjorden innenfor Drøbak har en midlere årlig utskiftning av overflatevann (0—10 m) på i størrelsesorden $30 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ og en midlere årlig fornyelse av vannet under 20 m på $3—4 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ (15). På dette grunnlag kan som grovt estimat den årlige vannutskiftning i hele fjorden settes til $40 \cdot 10^9 \text{ m}^3$. Som ubehandlet ville det kommunale avløpsvann representere et utslipp pr. år på noe under 200 kg kvikksølv (i følge den spesifikke persontilførsel fra tabell 3). Sterkt forenklet (bl.a. at innholdet i organismer ikke representerer noe lager av betydning og at intet avsettes på bunnen), vil en slik belastning medføre en midlere konsentrasjonsøkning (utover vannet «bakgrunnsnivå») på mindre enn 0.005 ug/l, dvs. under 50%

(kfr. tabell 5). Ved kjemisk felling av alt kloakkvannet skulle økningen bli mindre enn 25%. På grunn av den høye belastningen og begrenset vannutskifting vil dette — i sammenligning med de fleste øvrige resipienter i landet — representere et høyt anslag for mulig konsentrasjonsøkning.

Ved siden av kvikksølv er det metallene bly og kadmium som kan tenkes å utgjøre noe hygienisk problem. Men ved å bruke tallene i tabell 5 og gjøre samme beregning som ovenfor, fås at den midlere prosentvise økning utover det antatte bakgrunnsnivå ved *ubehandlet* utslipp ikke er større enn henholdsvis ca. 15 og 10%. Følgelig skulle risikoen for økte konsentrasjoner av bly og kadmium i spiselige organismer være betydelig mindre enn for kvikksølvs del.

For PAH's del gir et tilsvarende resonnement en midlere konsentrasjonsøkning på under 10% ved et antatt bakgrunnsnivå på ca. 100 ng/l.

Av dette ses at kvikksølv peker seg ut som det potensielt mest kritiske stoff i relasjon til akkumulering. For indre Oslofjords del er det ikke usanssynlig at effekter av kloakkvanns-utslipp kan spores i form av generelt høyere kvikksølvkonsentrasjoner i organismer.

Det bør understrekes at ovenstående betraktninger er sterkt forenklet og bare representerer en jevnføring av mulig belastning med *storstilte* resipientegenskaper av åpenbar betydning for en overordnet vurdering av utslippskonsekvenser. Eksempelet tjener også til å vise at også miljøgiftene i kommunalt avløpsvann kan representere et argument for *ikke* å revidere utslippskrav til resipienter med lignende egenskaper som Indre Oslofjord. I denne forbindelse må man bl.a. være klar over at det har stor betydning for

beregningsresultatet hvordan man avgrenset resipientvolumet.

Et viktig forbehold er at beregnings-eksemplet foran gjelder årsmidler, og følgelig ikke tar i betraktning variasjoner over tid, f.eks. støtbelastning og perioder med dårlig vannutskifting. Dette er forhold som ikke kan overses ved bedømmelse av de enkelte resipientsituasjoner, heller ikke mulig risiko for resirkulering av avløpsvannet.

Miljøgiftbelastningen fra mindre befolkningssentra synes derimot ikke å representere noen fare for akkumulering i spiselige organismer (unntatt planter og dyr i primærfortynningsområdet). Foruten at stoffkonsentrasjonene i kommunalt avløpsvann fra Oslofjordområdet representerer et høyt anslag, vil i de fleste tilfeller areal- og volumbelastningen være betydelig mindre enn i Indre Oslofjord.

Generelle retningslinjer er betenkelige fordi det alltid vil være grensetilfeller som krever spesielle kunnskaper om de aktuelle resipienter. Ut fra erfaringene i Oslofjorden kan det imidlertid antydes som en pekepinn at en belastning mindre enn 5—10% av det som er tilfellet i denne fjorden, skulle gi en betydelig sikkerhetsmargin.

De organiske miljøgifter utenom PAH lar seg ikke bedømme på samme måte som ovenfor fordi det ikke lar seg gjøre med tilsvarende anslag for konsentrasjonsøkningen som kommunale avløp kan bety (dvs. tilnærmet uttrykk for forhold mellom belastning fra denne og øvrige kilder). *Ekstraberbart organisk bundet persistent klor (EOCl) sammen med kvikksølv peker seg imidlertid ut som de mest betenkelige bestanddeler av kommunalt spillvann.*

5. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Analysen av kommunalt avløpsvann på innhold av utvalgte metaller, polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klorerte hydrokarboner og andre tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser har gitt resultater som vist i tabellene 1 og 4, henholdsvis for ubehandlet og kjemisk renset kloakkvann. Resultatene er i rimelig godt samsvar med litteraturopplysninger og upubliserte data fra svenske behandlingsanlegg.

Av dette er det beregnet et årlig «personbidrag» for industrialiserte og sterkt trafikkerte byområder som vist i tabell 2. Renseeffekten ved kjemiske anlegg under vanlige driftsforhold kan foreløpig angis til ca. 75% for PAH, ca. 50% for metaller og størrelsesorden 25% for bestandige klororganiske forbindelser som gruppe (tabell 3).

Utslipp av urensset kommunalt avløpsvann vil vanligvis gi små forhøyelser i resipientvannets metallkonsentrasjoner og bare berøre begrensede vannvolumer. Ved en liten eller moderat belastning i gode resipienter vil for de fleste metaller et tilnærmet «bakgrunnsnivå» nås allerede ved primærfortynning (50—100 ganger fortynning) av ubehandlet avløpsvann. For kvikksølv, bly og kobber er det ved sterkere belastning mulighet for moderate overkonsentrasjoner (2—3 ganger «bakgrunnsverdiene») utenfor primærfortynningssonen (for deler av resipienten).

Ut fra de foreliggende data, som for organiske miljøgifter er spinkelt, vurderes risikoen for direkte akutte eller kroniske giftvirkninger som moderat eller liten. Imidlertid vil deler av primærfortynningssonen kunne inneholde giftige konsentrasjoner. Avløpsvannet må fortynnes 50—

100 ganger for å tilfredsstille kriterier til beskyttelse av aquatiske samfunn.

Risikoen for skade via oppkonsentrering gjennom næringskjeder vurderes som liten. Mest utsatt vil være fiske-etende fugl og sjøpattedyr, men risikoen er i det vesentlige begrenset til bestander eller individer som søker sin føde i de umiddelbare omgivelser av utslipp.

Hygienisk betenkelige miljøgiftkonsentrasjoner i spiselige organismer er ikke aktuelle utenom primærfortynningsområdet. Mest kritisk i så henseende vil være kvikksølv, eventuelt også foreløpig uidentifiserte klororganiske forbindelser.

De gitte vurderinger er i noen grad knyttet til ikke tallfestede og innbyrdes avhengige begreper som «moderat belastning» og «god resipient». I praksis betyr dette det i hvert utslippstilfelle er påkrevet med en vurdering og konsekvensanalyse, men med varierende grad av grundighet. Til hjelp for slike vurderinger er det antydnet at en belastningsgrad mindre enn 5—10% av det man har i Indre Oslofjord skulle anses som akseptabelt. Kommunale utslippsbidrag til en eventuell snikforurensning av våre omgivelser må ses i sammenheng med andre kilder og er ikke nærmere vurdert. I prinsippet bør bestandige eller tungt nedbrytbare akkumulerende giftstoffer stoppes ved kilden.

Grunnlaget for de utførte beregninger og vurderinger er delvis usikkert og må forbedres på flere måter hvis man ønsker en betryggende vannressursforvaltning. Kunnskapene må økes vedrørende:

— Ubehandlet og behandlet avløpsvanns sammensetning, særlig mht. organiske miljøgifter, men også for viktige metaller.

- Uidentifiserte forbindelser innen samlebetegnelsen organisk bundet persistent klor.
- «Bakgrunnsnivåer» av miljøgifter i vann, særlig kvikksølv, kadmium, bly og PAH.
- Utvalgte indikatorarters respons på miljøgifter i kommunalt avløpsvann, både i form av giftighets- og akkumuleringstester.

6. REFERANSER

- 1) *Knutzen, J. og Øren, K.*: O-81006, Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 4. Avløpsvannets innhold av miljøgifter. NIVA, 9.8.83, 35 s.
- 2) *Carlberg, G. E. og medarb.*, 1982. Kartlegging av organiske mikroforeurensninger i vann, sedimenter, nedbør og fisk fra Tyrifjordområdet. SI-rapport 790701. 28/9 1982, 46 s.
- 3) *Berglind, L. og Gjessing, E.*, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 17/3 1980. 48 s.
- 4) *NAS (National Academy of Science)*, 1972. Particulate Polycyclic Organic Matter. NAS, Washington D.C., 361 s.
- 5) *Borneff, J. og Kunte, H.* 1965. Kanzerogene Substanzen in Wasser und Boden. XVII. Über die Herkunft und Bewertung der polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffe im Wasser. Arch. Hyg. Bakt. 149: 226—243.
- 6) *Bishop, D. F.* 1982. The role of municipal wastewater treatment in control of toxics. Bidrag til NATO/CCMS møte i Bari, Italia, 28.—30/9 1982. Upubl., 35 s.
- 7) *Fredriksen, O.* 1974. Fjerning av tungmetaller ved kjemisk felling av kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport O-40/71-C, november 1974, 59 s.
- 8) *Kveseth, K.; Sortland, B. og Boken, T.* 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage, mussels and tap water. Chemosphere 11 (7): 623—639.
- 9) *EPA*, 1980. Revised quality criteria for water. US Federal Register Vol. 45, nr. 231, s. 79318—79390.
- 10) *Statens institutt for folkehelse (SIFF)*. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann — Vann til omsetning — Badevann. Revidert utg. Oslo, november 1976, 52 s.
- 11) Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i yre Oslofjord og tilgrensende områder. S. 81—83 i rapport 65/82, årsrapport 1981 for Statlig program for forensningsovervåking. Oslo, des. 1982, 95 s.
- 12) *Bjerkeng, B.; Knutzen, J. og Kirkerud, L.*, 1978. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser, NIVA-rapport O-33/78, des. 1978. 119 s.
- 13) *Burnett, M. og Patterson, C. C.*, 1980. Analysis of natural and industrial lead in marine ecosystems, s. 15—30 in Brancia, K. og Konrad, Z. (red.): Lead in the marine environment. Pergamon Press, Oxford, etc. 353 s.

- 14) *Knutzen, J.* 1981. Kap. 8 i L. Kirkerud og medarbeidere: Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumsverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978—1980. NIVA-rapport O-76/49, 2/7 1981, 175 s.
- 15) *Magnusson, Jan.* 1981. Kap. 2. Hydrografi i NIVA-rapport O-71160. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram — årsrapport 1980. 19.10 1981, 63 s.

TAKK

Det rettes en takk til Ingar Næss, Oslo vann- og kloakkvesen og Paul Sagberg, Sentralreanseanlegg Vest (SRV) for å ha lagt forholdene til rette ved innsamling av vannprøver.

Kari Martinsen og Georg Carlberg, Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) har utført analysene på klororganiske forbindelser og Lasse Berglind og Grete Lied Lyche, NIVA, har vært ansvarlig for PAH-analysene.

Vi takker også Sidsel Hatleskog, Oddvar Lindholm, Jarle Molvær og Bjarne Paulsrud, NIVA, for deltagelse i prosjektets planlegging og gjennomføring.