

Hva skjer med organiske miljøgifter i norske avløpsrenseanlegg? Resultater basert på kjemiske analyser

Av Helge Liltved, Christian Vogelsang, Knut Erik Tollefsen, Merete Grung og Tor Gunnar Jantsch

Helge Liltved er forskningsleder ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
De øvrige er forskere samme sted

Sammendrag

Hensikten med undersøkelsen som er gjennomført har vært å undersøke kapasiteten til noen utvalgte norske mekaniske og kjemiske renseanlegg for fjerning av organiske miljøgifter. Effekten av rensingen har blitt evaluert ved hjelp av kjemiske analyser og bruk av økotoksikologiske teknikker, og sammenliknet med effekten oppnådd ved avansert rensing i et kjemisk/biologisk anlegg. I denne artikkelen er resultatene fra den kjemiske karakteriseringen av innløpsvann og utløpsvann presentert, hvor bl.a. PAH-forbindelser, nonylfenol og ftalater er blitt analysert. Resultatene fra den økotoksikologiske karakteriseringen blir beskrevet i en påfølgende artikkel.

Resultatene fra undersøkelsen viser at konsentrasjonene av PAH, nonylfenol og ftalater i innløpsvannet til norske renseanlegg er generelt lave

sammenliknet med nivåene i andre europeiske land. I forhold til tidligere norske undersøkelser synes nivåene å ha endret seg lite i løpet av 10-årsperioden frem til 2002. Ny prøvetaking ved to av anleggene i 2004 viste imidlertid en gledelig nedgang i innholdet av nonylfenol fra 1200-1500 ng/l i 2002 til under deteksjonsgrensen på 1-2 ng/l i 2004. Biologisk behandling synes å være nødvendig for fjerning av de mindre lipofile og mer vannløselige PAH-forbindelsene med 2 og 3 ringer, medium- og kortkjedede nonylfenoletoksilater og dietylftalat (DEP). Di-2-etylheksylftalat (DEHP) synes vanskelig å omsette i biologiske anlegg. Høy fjerning av PAH₁₆ og nonylfenol kan oppnås i kjemiske anlegg. Mekanisk rensing ved siling syntes å ha liten eller ingen effekt overfor PAH₁₆, nonylfenol og nonylfenoletoksilater, samt ftalater.

Summary

The objective of the present study was to investigate the capacity of selected Norwegian wastewater treatment plants (WWTPs) to remove organic micropollutants from the incoming wastewater. The capacity was evaluated by use of chemical analysis and ecotoxicological techniques, and compared to the removal efficiencies obtained in a WWTP applying more advanced treatment (biological/chemical treatment). In the present paper, the results of the chemical characterization are presented. A subsequent paper will present the results from the ecotoxicological characterization.

Concentrations of PAHs, nonylphenol and phthalates in the influents to the Norwegian WWTPs included in the study were generally in the low range compared to levels reported from other European countries. Biological treatment appeared to be required to obtain efficient removal of the less lipophilic 2- and 3-ring PAHs, the medium- to short-chained nonylphenol-ethoxylates and the biodegradable diethyl phthalate (DEP). Di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) seemed not to be significantly biodegraded. High overall removals of PAHs and nonylphenol were obtained by chemical treatment. Mechanical treatment by sieving did not remove PAHs, nonylphenol, nonylphenol ethoxylates, and phthalates to any significant degree.

Bakgrunn

Det benyttes en rekke ulike kjemikalier i husholdninger og industri.

Mange av disse kjemikaliene havner i avløpet og ledes til kommunale avløpsrenseanlegg. Utslipptet fra kommunale renseanlegg inneholder en kompleks blanding av naturlige og syntetiske stoffer. Mange av disse kan forstyrre hormonbalansen i levende organismer (endocrine disrupting chemical). Hormonforstyrrende stoffer kan være menneskeskapte eller naturlig forekommende. De kan påvirke nivåer av hormoner i blodet, eller virkningen av disse hormonene, og derved forstyrre fysiologiske prosesser som er hormonelt regulert.

Det er gjort undersøkelser som viser at avløpsrenseanlegg slipper ut hormonforstyrrende stoffer. Forhøyede nivåer av egghviteprotein vitellogenin er påvist i fisk ved en rekke britiske avløpsrenseanlegg, noe som viser tilstedeværelse av østrogenlignende stoffer (Jobling og Sumpter 1993, Sumpter og Jobling 1995). Det er også vist økt frekvens av tvekjønnethet hos fisk nedstrøms avløpsrenseanlegg sammenliknet med oppstrøms (Jobling *et al.* 1998). De klare effektene som ble vist i de britiske undersøkelsene ble knyttet sammen med lav fortykning av utslippet i elvevannet. I Norge er det ikke funnet like klare østrogen-effekter i fisk i nærheten av kommunale renseanlegg (Hylland *et al.* 1998, Hylland *et al.* 1999).

Østrogen (naturlige og syntetiske) og alkylfenoler (spesielt nonylfenol) er utpekt som viktige bidragsyttere til hormonforstyrrelser i avløpsvann. Andre stoffgrupper som kan ha slike effekter er fytoøstrogen og mykotoksiner, pesticider, bisfenoler,

ftalater, dioksiner, organiske tinnforbindelser, polyaromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og bromerte flammehemmere (Birkett og Lester 2003).

Hvorvidt hormonforstyrrende stoffer fjernes i avløpsrenseanlegg er avhengig av stoffenes fysiske og kjemiske egenskaper og renseprosessen som benyttes. Mange hormonforstyrrende stoffer er upolare og hydrofobe. Dette gjør at de lett adsorberes til partikler og kan fjernes som slam i avløpsrenseanlegg. De 4 viktigste mekanismene for fjerning av hormonforstyrrende stoffer i renseanlegg regnes å være:

- 1) Adsorpsjon til suspendert materiale eller assosiering med fett og oljer
- 2) Aerob og anaerob biologisk nedbrytning
- 3) Kjemisk nedbrytning
- 4) Fordamping

Fysisk/kjemiske egenskaper brukes til å si noe om en forbindelses skjebne i ulike rensetrinn. Viktige data i denne forbindelse er fordelingskoeffisienten mellom oktanol og vann (P_{ow}), løselighet i vann, syredissosieringskonstanten, biologisk nedbrytbarhet, og Henrys lov konstant (H_c).

Fordelingskoeffisienten P_{ow} til et stoff er et uttrykk for stoffets tendens til å adsorberes til partikler (slamfase). Med mindre de ikke har blitt brutt ned biologisk kan stoffer med høy P_{ow} -verdi ($>10^4$) forventes å bli funnet igjen i slamfasen.

Internasjonalt er det gjennomført en rekke studier for å kartlegge effekten av biologisk rensing overfor enkelt-

stoffer innenfor stoffgrupper som PAH, PCB, nonylfenol og nonylfenoletoksilater, ftalater og lineære alkylbenzen sulfonater (LAS) (Blanchard *et al.* 2004, Fauser *et al.* 2003, Katsoyiannis og Samara 2004, Marttinen *et al.* 2003, McNally *et al.* 1998). Det er imidlertid manglende kunnskap om skjebnen til slike forbindelser i mekaniske og kjemiske renseanlegg, som det er bygget mange av i Norge. Mange av forbindelsene er lipofile med en P_{ow} verdi $>10^4$, og det er derfor grunn til å anta en relativt høy grad av fjerning i kjemiske renseanlegg, og til en viss grad også i mekaniske anlegg. På den andre side vil manglende biologisk rensing kunne gi dårlig fjerning av mindre lipofile men biodegraderbare forbindelser som noen ftalater, LAS, noen kort-kjedede nonylfenoletoksilater, og lette PAH-forbindelser (Fauser *et al.* 2003, McNally *et al.* 1998).

Hensikten med undersøkelsen som er gjennomført har vært å undersøke kapasiteten til noen utvalgte norske mekaniske og kjemiske renseanlegg for fjerning av organiske miljøgifter. Effekten av rensingen har blitt evaluert ved hjelp av kjemiske analyser og bruk av økotoksikologiske teknikker, og sammenliknet med effekten oppnådd ved avansert rensing i et kjemisk/biologisk anlegg. I denne artikkelen er resultatene fra den kjemiske karakteriseringen av innløpsvann og utløpsvann presentert, hvor bl.a. PAH, nonylfenol og ftalater er blitt analysert. Resultatene fra den økotoksikologisk karakterisering blir beskrevet i en påfølgende artikkel.

Undersøkelsen er en del av et strategisk instituttprogram (SIP) som gjennomføres ved NIVA i perioden 2002-2005.

Forbindelsene som er analysert er valgt ut fra stoffenes miljømessige betydning og deres viktighet for norsk miljøforvaltning. Nonylfenol, nonylfenoletoksilater og PAH er på SFTs liste over prioriterte kjemikalier (Prioritetslisten) (Statens forurensningstilsyn 2005). For nonylfenol og nonylfenoletoksilater er målsettingen at utslippene skal reduseres vesentlig innen 2000 og søkes stanses helt innen 2005, mens målsettingen for utslippene av PAH og di-2-etyl-

heksylftalat (DEHP) gitt i Stortingsmelding 25 (2002-2003) er at disse skal reduseres vesentlig innen 2010 (Miljøverndepartementet 2003).

Materialer og metoder

Avløpsrenseanlegg

Detaljer vedrørende de 5 avløpsrenseanleggene som deltok i studien er vist i tabell 1. Et anlegg var utstyrt med avansert kjemisk/biologisk rensing (A), tre anlegg hadde kjemisk rensing (B, C og D), og ett anlegg var rent mekanisk (E). Anleggene var spredt geografisk til alle deler av landet, og hadde kapasiteter fra 15.000 til 300.000 personekvivalenter (pe).

Tabell 1. Driftsmessige og anleggstekniske detaljer fra anleggene som var med i undersøkelsen. Gjennomsnittlige vannmengder i prøvetaksperiodene er angitt.

Anlegg	Lokalisering	Type rensing	Driftsmessige og anleggstekniske detaljer	uke	Avløpsmengde m ³ /d
A	Østlandet	Mekanisk forbehandling, biologisk rensing med simultanfelling, sluttfiltrering	3 mm rist, sandfang, fettavskiller og forsedimentering før anoksisk (~6 t) og aerob (~6 t) aktivslam prosess med simultanfelling med jernsulfat. Polering i sandfilter. Bruk av anionisk polyakrylamid (Cytec A120) for slamavvanning.	21	115 000
				22	106 000
B	Østlandet	Mekanisk forbehandling og kjemisk felling	3 mm rist og sandfang før koagulering/flokkulering med PAX21 og Magnafloc 155, separering ved sedimentering. Bruk av kationisk polyakrylamid (Zetag 63) for slamavvanning.	40	37 300
				41	33 559
C	Vestlandet	Mekanisk forbehandling og kjemisk felling	3 mm rist og sandfang før koagulering/flokkulering med PAX18, separering ved sedimentering. Bruk av kationisk polyakrylamid (Pempure) for slamavvanning.	24	17 100
				25	25 000
D	Sørlandet	Mekanisk forbehandling og kjemisk felling	3 mm rist og 0,22 mm sil før koagulering/flokkulering med PAX18, separering ved sedimentering. Bruk av kationisk polyakrylamid (Pempure PW22) for slamavvanning.	46	30 200
				47	15 000
E	Nord-Norge	Mekanisk rensing	Sandfang og 0,35 mm siling	34	10 000
				35	10 300

Prøvetaking

Det ble tatt ut tidsproposjonale uke-blandprøver av innløpsvann og utløpsvann ved hvert renseanlegg (2 prøvesett fra hvert anlegg). Prøvene ble tatt ved hjelp av automatiske prøvetakere utstyrt med teflonbelagte slanger på 10 liters glassbeholdere. Beholderne var plassert i kjøleskap i prøvetakingsperiodene. Det ble tatt ut én tørrvæsprøve og én våtvæsprøve fra hvert anlegg. Imidlertid var det noe nedbør i enkelte tørrvæsprioder.

Prøver til biologiske analyser ble tatt ut på 4-liters plastflasker og fryst umiddelbart. Prøver til kjemiske analyser ble tatt ut på 1-liters glassflasker, konserverte med svovelsyre og plassert i kjøleskap fram til analyse. Alle glassflaskene var på forhånd glødet for fjerning av eventuelle kontaminanter.

Kjemiske analyser

Nonylfenol (NP). NP ble analysert i.h.t. Tsuda *et al.* (2000). NP ble ekstrahert med sykloheksan, volumet ble redusert og løsningsmiddelet ble byttet til diklorometan. Ekstraktet ble analysert ved bruk av HPLC utstyrt med en fluorescensdetektor.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Vannet ble tilsatt interne standarder og PAH ble ekstrahert med sykloheksan. Ekstraksjonsvolumet ble redusert, og løsningsmiddelet ble byttet til diklorometan. Ekstraktet ble analysert ved bruk av GC/MS.

Ftalater. Vannet ble tilsatt interne standarder og ftalater ble ekstrahert

med sykloheksan. Ekstraktet ble tørket over natriumsulfat og volumet redusert. Ekstraktet ble rensert med aktivt aluminiumoksid før analyse ved bruk av GC/MS.

Suspendert stoff (SS), totalt organisk karbon (TOC), kjemisk oksygenforbruk (KOF) og totalt fosfor (tot P). TOC og tot-P ble analysert direkte på ukeblandprøvene, mens KOF- og SS-verdiene er hentet fra anleggenes egne overvåkingdata og representerer i de fleste tilfeller gjennomsnittsverdier over lengre perioder.

Resultater og diskusjon

Innløpskonsentrasjoner av PAH, nonylfenol og ftalater

PAH. Som vist i tabell 2 var konsentrasjonene for PAH₁₆ i innløpsvannet til de 5 renseanleggene i konsentrasjonsområdet 0,2-1,3 µg/l, med en middelerdi på 0,87 µg/l. Verdiene ligger i det lave området i forhold til konsentrasjonene som er funnet i andre europeiske land (0,05-625 µg/l) (Thornton *et al.* 2001) og generelt lavere enn nivåene (1,3-3,8 µg/l) som ble funnet i avløpsvann i Paris (Blanchard *et al.* 2004). Verdiene er svært like de som er funnet i tidligere norske undersøkelser, hvor følgende tall er framkommet: 1,2 µg/l i innløpet til Bekkelaget renseanlegg, 0,25 µg/l i innløpet til VEAS, og 0,65 µg/l som middelerdi i innløpet til 13 renseanlegg (Storhaug *et al.* 1993).

Enkle PAH-forbindelser med 2 eller 3 ringer (2,3 PAH) dominerte i de fleste innløpsprøvene, og utgjorde 25-30% av PAH₁₆. Konsentrasjonsnivået for gruppen mulige og poten-

Tabell 2. Innløpskonsentrasjoner for PAH, nonylfenol og ftalater i ukebland-prøvene fra de 5 avløpsrenseanleggene

Anlegg	Uke	PAH				Nonylfenol		Ftalater		
		PAH ₁₆ µg/l	2,3PAH %	4,5,6PAH %	KPAH µg/l	BaP µg/l	µg/l	Ftalater µg/l	DEHP µg/l	DEP µg/l
A	21	1,34	63	37	0,16	0,028	5,2	5,8	1,8	2,8
	22	0,68	76	24	0,037	0,008	2,3	9,2	2,8	4,9
B	40	0,68	80	20	0,035	0,005	2,2	9,7	4,0	4,6
	41	1,17	78	22	0,061	0,008	7,3	16	13	2,1
C	24	0,41	46	54	0,091	0,018	2,9	9,7	7,6	2,1
	25	0,53	57	43	0,082	0,014	1,8	11	9,9	1,3
D	46	0,99	77	23	0,069	0,011	2,2	23	21	1,6
	47	0,61	70	30	0,052	0,010	1,2	2,6	<0,5	2,6
E	34	0,22	65	35	<d.g.	<0,010	0,2	2,5	<0,5	2,5
	35	0,28	76	24	<d.g.	<0,010	1,5	1,3	<0,5	1,3
Average std		0,87	70	30	0,074	0,012	3,6	8,0	5,2	2,4
		0,55	10	10	0,042	0,007	2,9	6,4	6,5	1,2

sielt karsinogene PAH (KPAH) utgjorde 25-30% av de fire-, fem- og seksringede PAH (4,5,6 PAH). Den mest potente av de karsinogene PAH, benzo(a)pyren (BaP), ble funnet i innløpet til alle anleggene bortsett fra ett, i konsentrasjonsområdet fra 0,005 µg/l og opp til 0,028 µg/l. Det var et relativt uniformt forhold mellom BaP og KPAH, hvor BaP utgjorde 13-21 % av total mengde KPAH.

Nonylfenol ble funnet i konsentrasjoner fra 0,2 til 7 µg/l i innløpsvannet, med en middelværdi på 3,6 µg/l (tabell 2). Konsentrasjonene var lave sammenliknet med verdiene fra 2,8 til 10,2 µg/l funnet av Fauser *et al.* (2003) i innløpsvannet til Roskilde avløpsrenseanlegg i Danmark, men i samme størrelsesorden som i tidligere norske undersøkelser. Storhaug *et al.* (1993) rapporterte en middelkonsentrasjon på 4,1 µg/l i innløpet til 13 norske renseanlegg. Dette indikerer at

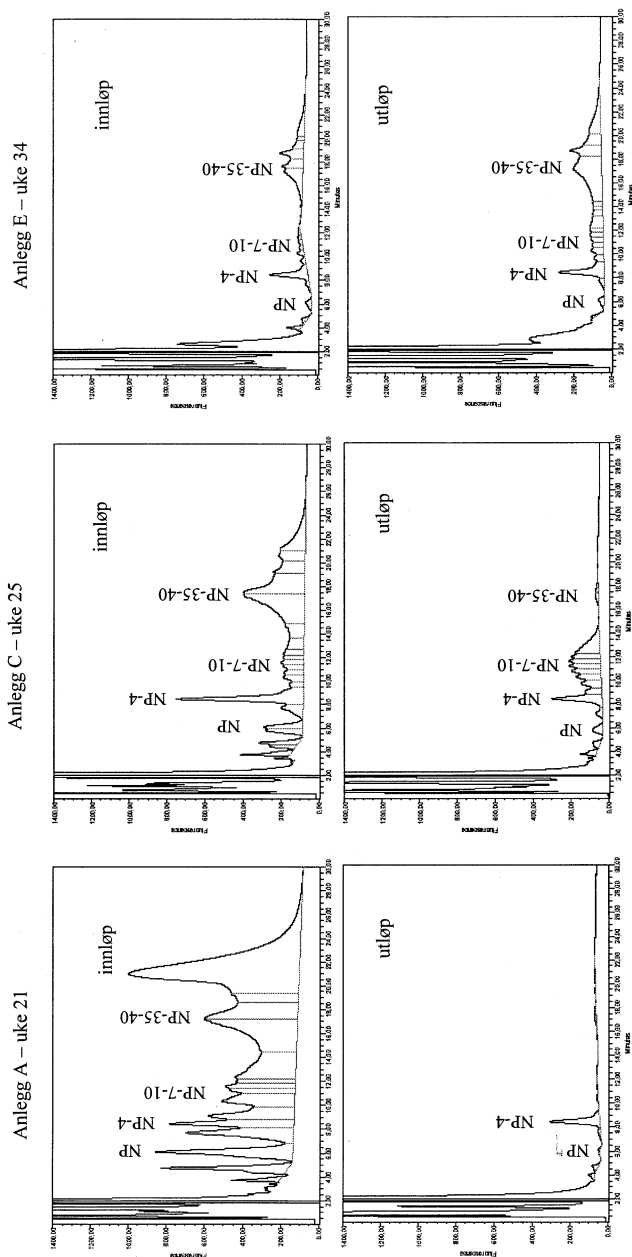
konsentrasjonene av nonylfenol i norske avløpsstrømmer ikke ble redusert vesentlig i tiåret fra 1993 til 2002, da våre prøver ble tatt, noe som ikke var i overensstemmelse med SFTs målsetning om en vesentlig reduksjon innen år 2000. Imidlertid viste det seg at konsentrasjonene av nonylfenol i innløpene til anleggene A og D ved prøvetaking i 2004 (to prøver fra hvert anlegg) var redusert til under deteksjonsgrensen på 0,001-0,002 µg/l, og indikerer dermed at SFTs endelige målsetting om helt utfasing av utslippene av nonylfenol innen 2005 kan være innen rekkevidde.

Basert på data fra alle anleggene var det en tilsynelatende sammenheng mellom høy konsentrasjon av nonylfenol og PAH₁₆ ($R^2 = 0.65$).

På HPLC-kromatogrammene som ble brukt for å bestemme konsentrasjonene av nonylfenol framkommer også nonylfenoletoksilater. Noen

kromatogrammer er vist i figur 1, og viser tilstedeværelse av etoksilat. Dårlig separasjon mellom toppene

gjorde det imidlertid vanskelig å bestemme konsentrasjonene av de enkelte etoksilatene.



Figur 1. Kromatogrammer som viser nonylfenol (NP) og nonylfenol etoksilat bestemt med HPLC i innløp (øverste rekke) og utløp (nederste rekke) til anlegg A, C og E.

Ftalater. Summen av ftalater i innløpsvannet til renseanleggene varierte fra 1,5 til 23 µg/l, med en middelvei for alle målingene på 8,0 µg/l (Tabell 2). Dette er igjen lave konsentrasjoner sammenliknet med tall fra andre nordiske land. Fauser *et al.* (2003) målte konsentrasjoner i området 14-46 µg/l i innløpet til Roskilde renseanlegg, mens Marttinen *et al.* (2003) rapporterte konsentrasjoner av di-2-etylheksylftalat (DEHP) fra 98 til 122 µg/l i innløpet til Espoo renseanlegg i Finland. I motsetning til hva som er rapportert av andre, var DEHP bare dominerende i 4 av 10 innløpsprøver, mens dietylftalat (DEP) dominerte i de andre 6 prøvene. Dimetylftalat (DMP) og di-n-oktylftalat (DnOP) ble ikke funnet i detekterbare konsentrasjoner i noen av prøvene.

Den høyeste ftalatkonsentrasjonen (22,6 µg/l hvorav 21,0 µg/l var DEHP) ble målt i anlegg D etter en uke med mye nedbør. I forhold til TOC innholdet var ftaltmengden i denne prøven svært høy (415 µg ftalater/g karbon) sammenliknet med de øvrige prøvene (49-177 µg ftalater/g karbon).

Renseeffekter for SS, TOC, KOF og tot-P

Utløpskonsentrasjoner og renseeffekter for suspendert stoff (SS) og organisk stoff (TOC og KOF) er vist i tabell 3. Som forventet var rensesultatene best i anlegg A med biologisk behandling (anoksisk og aerob aktivt slam prosess) og simultanfelling. TOC- og SS-fjerningen var henholdsvis 85 og 99 %. Effekten i de kjemiske anleggene varierte. Best effekt ble oppnådd i anlegg C (77-84

% TOC-fjerning), noe dårligere i anlegg B (65-66% TOC-fjerning) og relativt dårlig effekt i anlegg D (45-51% TOC-fjerning). Med hensyn på tot-P var effekten i de kjemiske anleggene bedre og reflekterte i liten grad TOC-fjerningen. For tot-P var effekten best i anlegg B, etterfulgt av anlegg C og anlegg D. Det mekaniske anlegget (anlegg E) fjernet svært lite TOC i prøvetaksperiodene, mens tall fra anleggets egne SS målinger, som strakte seg over flere måneder, viste relativt høy renseeffekt (50 % fjerning).

Renseeffekter for PAH, nonylfenol og ftalater

PAH. Anlegg A med biologisk og kjemisk rensing fjernet så mye som 94 % av PAH₁₆, mens de kjemiske renseanleggene C og D fjernet 61-68 % av PAH₁₆ (tabell 3). Resultatene indikerer at de fysiske og kjemiske egenskapene til de ulike PAH-forbindelsene spiller en avgjørende rolle for hvordan de fjernes i kjemiske renseanlegg: Anlegg C og anlegg D fjernet 82-100% av de lipofile 4-6 rings PAH-forbindelsene (log P_{ow} 4,9-6,8), men effekten overfor de mindre lipofile 2,3 rings PAH-forbindelsene (log P_{ow} 3,3-4,5) var betydelig lavere (29-59%). Den høye fjerningen av 2,3 rings PAH-forbindelser i det biologisk/kjemiske anlegg A indikerer en betydelig biologisk nedbrytning og/eller fordampning av denne fraksjonen, noe som ble understreket av den høye fjerningen av naftalen (NAP) i dette anlegget (85-87%). NAP er flyktig og relativt lett biologisk nedbrytbart i en aktivslam

Tabell 3. Utløpskonsentrasjoner og renseeffekt m.h.p. PAH, nonylfenol, ftalater, SS, TOC, KOF og tot-P i de 5 norske renseanleggene i hver av de 2 prøvetakingsukene. KOF og SS er hentet fra anleggenes egne overvåkingdata og representerer gjennomsnittsverdier over lengre perioder.

Kjemiske Parametre	Parametre	Anlegg uke	A		B		C		D		E	
			21	22	40	41	24	25	46	47	34	35
PAH	PAH ₁₆	µg/l	0,085	0,039	0,68	1,03	0,13	0,17	0,39	0,19	0,17	0,21
		% fjerning	94	94	0	12	67	67	61	68	25	26
	PAH med 2 el,3 ringer	µg/l	0,080	0,039	0,64	0,99	0,13	0,16	0,35	0,18	0,13	0,16
		% fjerning	91	92	-18	-8	29	48	54	59	7	27
	NAP	µg/l	0,066	0,039	0,32	0,57	0,10	0,11	0,28	0,13	0,11	0,10
		% fjerning	85	87	-3	-69	-49	-6	49	48	-11	35
	PAH med 4, 5 el,6 ringer	µg/l	0,005	<d.g.	0,04	0,04	<d.g.	0,01	0,04	0,01	0,06	0,05
		% fjerning	99	100	71	84	100	94	82	91	53	24
	NP	µg/l	0,3	0,2	2,7	4,0	0,2	0,4	0,8	0,1	0,2	1,2
		% fjerning	>90	>90	-20	50	>90	80	60	>90	0	20
Ftalater	Ftalater	µg/l	2,8	3,3	16	13	6,5	6,6	36	2,8	2,4	1,4
		% fjerning	50	60	-60	20	30	40	-60	-10	4	-10
	DEHP	µg/l	2,8	3,3	<0,5	<0,5	2,1	2,6	34	<0,5	<0,5	<0,5
		% fjerning	-60	-20	>80	>90	70	70	-60	<d.g.	<d.g.	<d.g.
	DEP	µg/l	<0,5	<0,5	9,9	7,9	2,3	2,4	2	2,8	2,4	1,4
		% fjerning	>80	>90	-100	-300	-10	-100	-20	-10	0	-10
TOC		mg C/l	13,1	12,5	38	53	13,9	11,2	31	39	54	33
		% fjerning	85	85	65	66	77	84	45	51	1	-2
KOF		mg O/l	39		35	65	41	35	147			-
		% fjerning	91		88	84	77	86	71			-
SS		mg/l	3,6		2,1		17		-	-	26-27	
		% fjerning	98		99		92		-	-	50	
Total P		mg P/l	0,18	0,10	0,10	0,10	0,25	0,21	0,44	0,26	2,44	1,60
		% fjerning	94	97	98	98	92	94	73	90	11	-33

reaktor (European Commission 2003). 2,3 rings PAH-forbindelser er vist å være biologisk nedbrytbare under både aerobe og denitrifiserende forhold (McNally *et al.* 1998). Til tross for god fjerning i anlegg A, var NAP fortsatt den dominerende PAH-forbindelsen i utløpet fra alle renseanleggene.

I det tredje kjemiske anlegget (anlegg B) var effekten overfor PAH₁₆ drastisk redusert sammenliknet med de to andre, dette til tross for god fjerning av 4-6 rings PAH-forbindelser (71 % and 84 %). Imidlertid var

det en liten økning i 2,3 rings PAH-forbindelser fra innløp til utløp, noe som resulterte i en renseeffekt overfor PAH₁₆ på 0% og 12% i de to prøvetakingsperiodene. Årsaken til økningen i 2,3 rings PAH-forbindelser ble ikke undersøkt nærmere, men lekkasje av PAH-forbindelser fra slambehandling er blitt observert i andre anlegg (Constable *et al.*, 1986). Anlegget med mekanisk rensing (anlegg E) fjernet 25-26 % av PAH₁₆, men de lave innløpskonsentrasjonene gjør at resultatene må tolkes med noe forsiktighet.

Nonylfenol og nonylfenoletoksilater.
I det biologisk/kjemiske anlegget A ble det oppnådd en renseeffekt på over 90 % med hensyn på nonylfenol, som vist i tabell 3. Dette er i overensstemmelse med tall fra danske kjemisk/biologiske anlegg som viser 90-99 % fjerning av nonylfenol (Gruttner *et al.* 1996). Tilsvarende høy fjerning ble også oppnådd i to av de kjemiske anleggene (anlegg C og D) i tørrvær, men effekten synes å bli noe redusert i uker med økte nedbør og økt innkommende vannmengde. Også for nonylfenol var effekten ved anlegg B dårligere og svært variabel sammenliknet med de to andre kjemiske anleggene, med utløpskonsentrasjoner som var 2.5-20 ganger høyere. Den høye renseeffekten med hensyn på fosfor (98 %), TOC (65-66 %) og COD (84 %) ved dette anlegget (se tabell 3), indikerer at behandlingen var adekvat med hensyn på tradisjonelle parametere, men at effekten overfor disse ikke gjenspeiles i fjerningen av de organiske miljøgiftene. Som for PAH er det mulig at rejektivann fra slamavvanning kan ha gitt tilførsler av nonylfenol, noe som kan ha påvirket utløpsprøvene. Lav eller ingen nonylfenolfjerning ble registrert i det mekaniske renseanlegget (anlegg E).

HPLC fluorescence-kromatogrammene i figur 1 viser "fingerprints" av nonylfenol og nonylfenoletoksilater i innløpsvann og utløpsvann fra anlegg A, C og E i ukene 21, 25 og 34. Bare NP-4 etoksilat ble funnet i utløpsvannet fra det kjemisk/biologiske anlegget, mens de kjemiske anleggene (her representert ved anlegg C) pri-

mært fjernet de mest lang-kjedede etoksilatene. Mekanisk rensing (anlegg E), fjernet lite eller ingenting av etoksilatene.

Ftalater. Fjerningen av ftalater var generelt lav eller negativ i alle anleggene, men fjerning av enkeltforbindelser ble registrert. Den relativt vannløselige dietyl ftalat (DEP) ble ikke redusert i noen av de kjemiske eller i det mekaniske anlegget (tabell 3). Imidlertid ble denne forbindelsen fjernet til under deteksjonsgrensen i utløpet i det kjemisk/biologiske anlegget. DEP er vist å være biologisk nedbrytbar under aerobe forhold (Staples *et al.* 1997). Det ble registrert sterkt varierende fjerning av dietylheksylftalat (DEHP) mellom ulike anlegg, og fra uke til uke. Selv om DEHP kan være biologisk nedbrytbar under aerobe forhold (Staples *et al.* 1997), ble forbindelsen ikke fjernet i det kjemisk/biologiske anlegget.

Konklusjoner

- Konsentrasjonene av PAH, nonylfenol og ftalater i innløpsvannet til norske renseanlegg er generelt lavt sammenliknet med nivåene i andre europeiske land. I forhold til tidligere norske undersøkelser synes nivåene å ha endret seg lite i løpet av siste 10-års periode frem til 2002. Ny prøvetaking i 2004 tyder imidlertid på at konsentrasjonene av nonylfenol er redusert de siste årene.
- Biologisk behandling synes å være nødvendig for fjerning av de mindre lipofile PAH-forbindelsene med 2 og 3 ringer, medium- og kort-

kjedede nonylfenoletoksilater, samt den biologisk nedbrytbare ftalat-forbindelsen DEP. DEHP synes vanskelig å omsette i biologiske anlegg.

- Høy fjerning av PAH₁₆ og nonylfenol kan bli oppnådd i kjemiske anlegg.
- Mekanisk rensing synes å ha liten effekt overfor PAH₁₆, nonylfenol og nonylfenoletoksilater, samt ftalater.

Referanser

Birkett J.W. og Lester J.N. (2003). Endocrine disrupters in wastewater and sludge treatment processes. Lewis Publisher, Florida, USA.

Blanchard, M., Teil, M.J., Ollivon, Legenti, L. og Chevreuil M. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in wastewaters and sewage sludges from the Paris area (France). Environmental Research 95(2), 184-197.

Constable, T.W., Taylor, L.J. og Rush, R.J. (1986). The effect of three sludge processing operations on the fate and leachability of trace organics in municipal sludges. Environmental Technology Letters 7, 129-140.

European Commission (2003). European Union risk assessment report – naphthalene. European Chemicals Bureau, <http://ecb.jrc.it>, EUR 20763 EN, 230 pages.

Fausser, P., Vikelsøe, J., Sørensen, P.B. og Carlsen, L. (2003). Phthalates, nonyl-

phenols and LAS in an alternately operated wastewater treatment plant – fate modelling based on measured concentrations in wastewater and sludge. Water Research 37, 1288-1295.

Gruttner H., Vikelsøe, J. og Pritzl G. (1996). Miljøfremmede stoffer i spildevann og slam. Miljøprosjekt nr. 325, Miljøstyrelsen, Danmark.

Hylland, K., Berge, J.A., Pettersen, O., Sætre, T., Efraimsen, H. og Goksøyr, A. (1998). Effekter av østrogen-lignende stoffer i norske kystfarvann. NIVA rapport OR-3668, 71 sider.

Hylland, K., Fjeld, E., Øxnevad, S. og Pettersen, O. (1999). Kartlegging av effekter av miljø-østrogener på fisk i ferskvann i Norge. NIVA rapport OR-3969, 34 sider.

Jobling S. og Sumpter, J.P (1993). Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. Aquat. Toxicol., 27, 361.

Jobling S., Nolan, M., Tyler C.R., Brighty G.C. og Sumpter, J.P. (1998). Widespread sexual disruption in wild fish. Environ. Sci. Tech., 32, 2498.

Katsoyiannis, A. og Samara, C. (2004). Persistent organic pollutants (POPS) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal. Water Research 38(11), 2685-2698.

- Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M. og Rintala, J.A. (2003). Removal of bis(2-ethylhexyl) phthalate at a sewage treatment plant. *Water Research* 37, 1385-1393.
- Miljøverndepartementet (2003). Stortingsmelding 25. Helse- og miljøfarlige kjemikalier. <http://odin.dep.no/md/norsk/publ/stmeld/022001-040020/index-hov009-b-n-a.html>
- McNally, D.L., Mihelcic, J.C.R. og Lueking, D.R. (1998). Biodegradation of three and four ring polycyclic aromatic hydrocarbons under aerobic and denitrifying conditions. *Environmental Science and Technology* 32, 2633-2639.
- Staples, C.A., Peterson, D.R., Parkerton, T.F. og Adams W.J. (1997). The environmental fate of phthalate esters: A literature review. *Chemosphere* 35(4), 667-749.
- Statens forurensningstilsyn (2005). Prioritetslisten. http://www.miljo-status.no/templates/pagewide____2828.aspx
- Storhaug, R., Paulsrud, B. og Nedland, K.T. (1993). Miljøgifter i kommunalt avløpsvann. SFT-rapport nr. 93:10.
- Sumpter, J.P. og Jobling S. (1995). Vitellogenesis as a biomarker for oestrogenic contamination of the aquatic environment. *Environ. Health Perspect.* 103, 173.
- Sumpter, J.P. (1995). Feminized responses in fish to environmental estrogens. *Toxicol. Letters*, 82-83, 737-742.
- Thornton, I., Butler, D., Docx, P., Hession, M., Makropoulos, C., McMullen, M., Nieuwenhuijsen, M. Pitman, A., Rautiu, R., Sawyer, R., Smith, S., White, D., Wilderer, P., Paris, S., Marani, D., Braguglia, C. og Palerm, J. (2001). Pollutants in urban wastewater and sewage sludge. European Community, Office for Official Publications of the European Communities, L-2985 Luxembourg, ISBN 92-894-1735-8, 273 pages.
- Tsuda, T., Suga, K., Kaneda, E. og Ohsuga, M. (2000). Determination of 4-nonylphenol, nonylphenol monoethoxylate, nonylphenol diethoxylate and other alkylphenols in fish and shellfish by high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. *J. Chromatogr. B* 746, 305-309.