



Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Forsidefoto:

Colourbox.com



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Videre salg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Basert på resultater fra norske screeningundersøkelser gjennomført de siste 15 årene og tidligere risikovurderinger er det valgt ut 20 legemidler (inklusive 2 metabolitter) og 13 prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som har vært studert nærmere i denne studien. I tillegg til å sammenstille målinger av de utvalgte stoffene, er det også sammenstilt informasjon om stoffenes iboende egenskaper.

Hovedmålet for prosjektet har vært å etablere et helhetlig kunnskapsgrunnlag for kilder og skjebne til mikroforurensninger og legemidler som havner i avløpsvannet og føres gjennom ulike renseprosesser som er vanlige i norske avløpsrenseanlegg, hvordan de påvirkes av de ulike behandlingstrinnene, og hvor stoffene og eventuelt deres metabolitter ender opp (slam, gass, rensset avløpsvann/resipient).

Prosjektet sammenstiller informasjon om hvordan renseprosesser og slambehandling påvirker innholdet av mikroforurensninger og legemidler i avløpsslam og i rensset avløpsvann.

For legemidler ble utslippet fra norske renseanlegg estimert både utfra målinger og basert på modeller (basert på salgstall og modellering av ulike typer av renseanlegg). Estimerte miljøkonsentrasjoner (PEC) ble sammenlignet med effektkonsentrasjoner (PNEC) for å estimere risikokvotienten (PEC/PNEC).

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norskvann.no
Internettadresse: norskvann.no

Rapportens tittel

Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann

Forfattere

Eilen Arctander Vik, Aquateam COWI
Oscar Lidholm, COWI
Liv Bruås Henninge, COWI
Renata Tomczak-Wandzel, Aquateam COWI

Rapportnummer: 275/2022

ISBN 978-82-414-0473-3 (elektronisk utg.)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Rapporten er kun publisert elektronisk

Emneord, norsk

Medisinrester, mikroforurensninger, skjebne i kommunale renseanlegg

Emneord, engelsk

Pharmaceutical residues, micropollutants, fate in municipal wastewater treatment plants

Forord



Avløpsvann er et speilbilde på det samfunnet vi lever i, og må forventes å inneholde spor av de fleste av de stoffene som er i bruk, og som vi omgir oss med til daglig. Noen av stoffene er mikroforurensninger som kan følge avløpsvannet videre ut i resipienten. Avløpsrensingsanlegg i Norge er konstruert og dimensjonert for å fjerne partikler, organisk materiale, fosfor og i noen tilfeller nitrogen. Mikroforurensninger og andre stoffer som kan være skadelige i miljøet er derfor ikke ønskelige i avløpsvann, men bør som en hovedregel fjernes ved kilden.

Hvorvidt miljøskadelige stoffer, miljøgifter og legemidler som finnes i avløpsvann separeres ut i renseprosessen og ender i avløpsslammet, brytes ned gjennom renseprosessene, eller fortsetter videre til vannforekomsten sammen med det rensede avløpsvannet, avhenger av mange faktorer. Dette vil både være knyttet til stoffenes fysiske og kjemiske egenskaper samt de ulike renseprosessene som benyttes til rensing av avløpsvannet og til hygienisering, biogassproduksjon og avvanning av slammet. Under ulike slambehandlingsprosesser vil noen stoffer oppkonsentreres, andre brytes ned, og noen nye nedbrytningsprodukter vil også kunne oppstå.

Utslipp av legemidler og andre miljøskadelige kjemikalier kan påvirke ferskvanns- og marint økosystem negativt ved at de skader biologiske prosesser hos vannlevende organismer og arter som lever av disse. Legemiddelrester fra avføring og urin føres med avløpsvann til avløpsrensingsanlegg og videre til miljøet – enten til resipient eller til jord.

I Sveits og ved noen anlegg i Sverige, er det bygget ekstra rensetrinn på avløpsrensingsanlegg for å fjerne legemiddelrester i avløpsvann. Spørsmålet om slike tiltak også kan bli nødvendige blir nå mer aktuelle i Norge.

I en teknologidrevet tid der stadig nye og mer avanserte renseteknologier gjøres tilgjengelig også innenfor vann- og avløpsområdet er det viktig med god kunnskap og et så godt beslutningsgrunnlag som mulig. Hvilke løsninger vil gi best beskyttelse av miljøet, på kort og lang sikt? Er det mest bærekraftig med tiltak oppstrøms

rensingsanlegget, eller er avansert rensing på avløpsrensingsanlegget eneste realistiske mulighet? Hvilke tekniske løsninger vil i så fall være de beste? Hva blir kostnadene, energiforbruket og CO₂-utslippet? Hva med prinsippet om at det er forurensere som skal betale? Hva med

produsentansvaret? Sirkulær økonomi? Dette prosjektet svarer ikke på alle disse spørsmålene, men er en viktig del av bakgrunnen for prosjektet.

Forfattere og styringsgruppe var ferdig med sitt arbeid i 2021. I oktober 2022 la EU-kommisjonen fram forslag til

nytt avløpsdirektiv. Der foreslås det bl.a. å innføre krav om avansert rensing for mikroforurensninger og legemidler. I tillegg foreslår en at det skal etableres et system for utvidet produsentansvar, som skal dekke ekstra-kostnadene ved avansert rensing, og som skal gi produsentene insentiver til å lage mindre miljøskadelige produkter. Det er ventet at nytt avløpsdirektiv blir vedtatt i mai 2024.

Styringsgruppe for prosjektet har vært:

- Eline Nilsen Furre, IVAR IKS
- Lars Hem, VAV, Oslo kommune
- Mai Riise, HIAS IKS
- Kristine Akervold, Bergen Vann

Referansegruppe for prosjektet har bestått av:

- Rita Vigdis Hansen, Maria Hedenstad og Kine Martinsen fra Miljødirektoratet.
- Martine Muuse, Legemiddelverket.
- Malchholm Reid og Christian Vogelsang fra NIVA.
- Trine Eggen, NIBIO.
- Line Diana Blytt, COWI.

Norsk Vann takker alle som har bidratt til rapportens innhold.

Oslo, juni 2023

Arne Haarr
Prosjektleder

Sammendrag

Prosjektet "Mikroforurensninger og legemidler i norsk avløpsvann" er gjennomført for Norsk Vann med hovedmål å etablere et helhetlig kunnskapsgrunnlag og gi en felles forståelse for:

- Kilder og skjebne til legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som havner i avløpsvannet i Norge
- Hvordan stoffene påvirkes av de ulike behandlings-trinnene i norske renseanlegg
- Egnede metodikk for å bestemme mengde av stoffene i slam og utslipp
- Vurdering av miljørisiko ved utslipp til resipient og bruk av slam til jordforbedring
- Innovative teknologier som kan være egnede for uttesting/validering i norske renseanlegg

Begrepet mikroforurensninger (MF) inkluderer blant annet organiske miljøgifter, tungmetaller, legemidler, mikroplast og andre stoffer med potensiale for å ha negativ miljø- og/eller helsepåvirkning. I denne studien er legemidler gitt spesiell oppmerksomhet - for disse stoffene er kunnskapsbehovet størst. Også stoffer som er definert som prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i vanddirektivet er vurdert. Dette er stoffer med kjent negativ miljøpåvirkning, og som er regulert i norsk lov. Tungmetaller og mikroplast er ikke inkludert i studien. Tungmetallers skjebne i kommunale renseanlegg er allerede godt kjent, og mikroplast finnes det for lite data om til at dette prosjektet kan gi et meningsfylt bidrag.

I Norge benyttes flere forskjellige typer av rensemetoder for kommunalt avløpsvann, alt fra enkle slamavskillere til kjemiske-biologiske renseanlegg med nitrogenfjerning. Det finnes fortsatt steder ved kysten hvor avløpet slippes urensset til resipienten. Skjebnen til ulike MF vil variere med type renseanlegg:

- I enkle anlegg uten kjemisk eller biologisk rensing vil renseeffekten være lav for de aller fleste MF. MF som bindes til fett og slam vil kunne fjernes i tilsvarende grad som fett og suspendert stoff fjernes (mange renseanlegg har krav til 20 % SS-fjerning).

- I kjemiske renseanlegg (med krav til fosforfjerning) vil betydelig mer suspendert stoff fjernes, og man vil også felle ut og fjerne kolloidale partikler. De kolloidale partiklene har stor spesifikk overflate, og dermed høy spesifikk adsorpsjonskapasitet. Stoffe med affinitet til slam kan dermed ofte fjernes effektivt i kjemiske renseanlegg.
- I kjemiske-biologiske renseanlegg vil hydrofobe stoffer fjernes med slammet, biologisk nedbrytbare stoffer kan brytes ned og flyktige stoffet fordampe (liten grad av fordampning og biologisk nedbrytning forventes imidlertid for de fleste MF). Den biologiske nedbrytingen kan variere noe mellom ulike rensemetoder, f.eks. avhengig av om anlegget har nitrogenfjerning, biofilmanlegg eller en aktivslamprosess. Noe høyere fjerning med slammet kan forventes i prosesser med membraner som separasjonsprosess (MBR), enn for anlegg med sedimentering og flotasjon. For å fjerne løste stoffer må man imidlertid ha et kompletterende rensetrinn etter prosessen.
- De mest brukte prosessene for ytterligere rensing er ozon og aktivkull (pulverisert eller granulert; PAC eller GAC). I Norge er det ingen kommunale renseanlegg med rensetrinn for ytterligere rensing av legemidler eller andre MF, men internasjonalt blir flere og flere anlegg bygget hvert år, blant annet i Sverige og Sveits.

Basert på resultater fra norske screeningundersøkelser gjennomført de siste 15 årene og tidligere risikovurderinger er det valgt ut 20 legemidler (inklusive 2 metabolitter) og 13 prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som har vært studert nærmere i denne studien. I tillegg til å sammenstille målinger av de utvalgte stoffene, er det også sammenstilt informasjon om stoffenes iboende egenskaper. Tabell I nedenfor viser egenskaper til de utvalgte stoffene, og forventet fjerning i ulike renseprosesser. Egenskapene til stoffene er basert på litteraturverdier, vurdert affinitet til slam er basert på resultater fra målinger og modellering, renseeffekt er basert på målinger fra screeningundersøkelser, modellering i SimpleTreat og på rapporterte data i publikasjoner.

Tabell I. Oppsummering av egenskaper og renseeffekter for utvalgte legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer

Type stoff	Gruppe	Stoff	Log Pow	pKa	Log D _{ow} pH 7 ¹	Affinitet til slam	% Rensegrad						
							Mek.	Kjemiske		Kjem./Biol.		O ₃	GAC
								Mål. ²	Mod. ³	Mål. ²	Mod. ³		
Prioriterte og vann-region-spesifikke stoffer	3-ring PAH	Antracen	4,5			++	<20	⁶	30-50	~100	40-50		
	5-ring PAH	Benso(a)pyren	6,1			++	<20	⁶	>80	~100	>80		
	4-ring PAH	Fluoranten	5,2			++	<20	⁶	60-70	~95	70-80		
	2-ring PAH	Naftalen	3,3			+	<20	⁶	<20	~95	40-60		
	Brom. flammeh.	BDE-99	6,8			+	<20	~65	>80	~30	>80		
	Ftalat	DEHP	7,9			++	<20	~55	>80	~100	>80	<20 ⁹	>80 ⁹
	Alkylfenol	Nonylfenol (NF)	6,2			+	<20	~60	80		>80	>80 ⁹	<20 ⁹
	Bisfenoler	BPA	3,4	8,5	1,8	+	<20	~60	<20	~85	<20	20-80 ⁹	<20 ⁹
		TBBPA	4,8			+	<20		30-50		40-50		
	Siloksan	D5	8,0			++	<20	~100	>80	~100	>80		
	PFAS	PFOS ⁴	3,4	0,14		-	<20		<20		<20	20-80 ⁹	20-80 ⁹
		PFOA ⁴	6,3	<1		+/-	<20	~10 ⁸	<20	~20 ⁸	<20		
	Sum PCB7	PCB7	6,0			++	<20	⁷	>80	⁷	>80		
Legemidler	Antiinflammatorisk	Diklofenak	4,5	4		-	<20		<20	~50	<20	>80 ⁹	>80 ⁹
		Ibuprofen	4,0	4,9		-	<20	~10 ⁸	<20	~95	>80	<20 ⁹	<80 ⁹
		Naproxen	3,2	4,2		-	<20		<20		<20		
	Antibiotika	Sulfametoxazol	0,9	6,2		-	<20	~40	<20	~40	<20	>80 ⁹	>80 ⁹
		Trimetoprim	0,9			-	<20	~50	<20	~30	<20	>90 ¹⁰	
		Ciprofloksacin	0,3	6,1		-	<20	~65	<20	~95	<20	20-80 ⁹	>80 ⁹
		Clarithromycin	3,2	8,9	1,3	-	<20		<20		<20	>90 ¹⁰	
	Soppmedisin	Flukonazol	0,5	12,7	-5,2	-	<20		<20		<20		
	Opioid	Tramadol	1,3-3,0	13,8	-4,6	-	<20		<20	~10	<20		
	Antiepilepsi	Karbamazepin	~2,5	16,0	-4,5	-	<20		<20	~10 ⁸	<20	>80 ⁹	>80 ⁹
	Psykoletika	Oksazepam	2,2	10,6	-1,4	-	<20		<20	~10	<20		
	Antidepressiver	Citalopram	3,8			-	<20		<20	~10 ⁸	<20		
		Venlafaksin	3,2	14,4	-3,8	-	<20		<20	2	<20		
		O-desmetyl-venlafaksin ⁵	2,7			-	<20			~20 ⁸	<20		
	Blodtrykksmedisin	Kandersartan	5,5			-	<20		<20		<20		
		Metoprolol	2,0	14,1	-5,0	-	<20		<20	~15	<20	>90 ¹⁰	
	Diabetesmedisin	Metformin	-2,6	12,4	-8,0	-	<20		<20	~30	<20		
		Guanylurea ⁵					<20			~3000 ⁸			
	Prevensjonsmiddel	Etinyløstradiol	3,7	10,3	0,4	-	<20	~0	<20	~50	<20	>80 ⁹	
		Østradiol	4,0	10,3	0,7	+	<20	~30	20-30	~95	20-30		

¹Log D_{ow} teoretisk estimert med SimpleTreat, ²Renseeffekter for kjemiske-biologiske renseanlegg fra målinger i screeningundersøkelser,

³Modellert med Simple Treat, ⁴Overflateaktive stoffer (modellen kan ikke forventes å simulere skjebeinen for disse stoffer), ⁵Metabolitter,

⁶64 % rensegrad for sum PAH 16, ⁷Renseeffekt er ikke beregnet fordi antallet resultater som er rapportert < deteksjonsgrensen er for høyt,

⁸Høyere utløpskonsentrasjoner enn innløpskonsentrasjoner ble målt, ⁹Fra IVL, 2016, ¹⁰Fra Joss et al, 2020b

For legemidler ble utslippet fra norske renseanlegg estimert både utfra målinger og basert på modeller (basert på salgstall og modellering av ulike typer av renseanlegg). Estimerte miljøkonsentrasjoner (PEC) ble sammenlignet med effektkonsentrasjoner (PNEC) for å estimere risikokvotienten (PEC/PNEC). $PEC/PNEC > 1$ indikerer en mulig miljørisiko fra utslippet:

- Målinger fra screeningundersøkelsene indikerte at $PEC/PNEC$ kan bli > 1 for 6 av de 20 legemidlene ved utslipp av urensset vann til ferskvann, og for 11 av 20 legemidler hvis utslippet skjer til sjøvann. Høyest miljørisiko ble vist for østradiol, oksazepam, trimetoprim og etinyløstradiol.
- Teoretisk beregning basert på salgstall, uten rensing eller metabolisme, indikerte at $PEC/PNEC$ kan bli > 1 for 8 av 20 legemidler, hvis utslippet skjer til ferskvann, og for 11 av 20 stoffer, hvis utslippet skjer til sjøvann. For den teoretiske beregningen var miljørisikoen størst for etinyløstradiol, oksazepam, trimetoprim, ibuprofen, diklofenak, karbamazepin og østradiol.
- For de fleste legemidler kan man forvente en begrenset fjerning i kjemiske renseanlegg, dette bekreftes både av de få målinger som er gjennomført, og av teoretiske modellering av denne typen av anlegg.
- Noen av legemidlene kan brytes ned i biologiske renseanlegg. Målinger og modelleringer indikerer imidlertid at mesteparten av legemidlene vil følge med utslippsvannet. For å fjerne disse stoffene kreves avanserte rensemetoder.

Beregningene av risikokvotient ($PEC/PNEC$) som er gjennomført i rapporten indikerer altså miljørisiko ved utslippet fra kommunale renseanlegg for flere av legemidlene. Miljørisikoen i utslippspunktet gir imidlertid ikke informasjon om effekter på øvrige deler av resipienten, eller om effekter på resipienten ved langvarig utslipp. Det sier heller ikke noe om ev. forsterkende effekter ved utslipp av en blanding av toksiske stoffer (cocktail-effekter). På dette området kreves mer forskning.

I forbindelse med screeningundersøkelser er det målt konsentrasjoner i overflatevann, sedimenter og biota. Flere av stoffene med identifisert risiko basert på målinger/modellering for utslippet fra renseanlegg er også detektert i denne typen av prøver. Det er behov for mer forskning for å estimere hvilken miljørisiko denne typen av utslipp har for norske resipienter. Selv om man ofte har relativt stor fortykning av mange stoffer i norske resipienter, så kan man ikke utelukke at utslipp

av legemidler har en negativ påvirkning på de vannlevende organismene i norske resipienter.

Mengden av ulike prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i avløpet vil variere fra renseanlegg til renseanlegg, blant annet avhengig av hvilke virksomheter som har påslipp til renseanlegget (f.eks. om renseanlegget tar imot sivevann fra deponier). I forbindelse med norske screeningundersøkelser er blant annet konsentrasjoner av PAH-en benzo(a)pyren, den bromerte flemmehemmeren BDE-99 og siloksanen D5 målt i konsentrasjoner som ved direkte utslipp til resipient gir en risikokvotient ($PEC/PNEC$) > 1 . De fleste prioriterte og vannregionspesifikke stoffene som er vurdert i rapporten har høy affinitet til slam, og vil fjernes i kjemiske og kjemiske-biologiske renseanlegg.

Mange MF kan altså ende opp i slammet. Det gjelder hovedsakelig de stoffer med høy affinitet til slam, bl.a. mange prioriterte og vannregionspesifikke stoffer, men mange legemidler blir også målt i slammet. Det er lite tilgjengelig informasjon om hvordan ulike slambehandlingsprosesser påvirker mengden av ulike miljøgifter i slammet, men ved aerob eller anaerob stabilisering kan noen MF brytes ned biologisk, avhengig av nedbrytbarheten for stoffet.

Miljørisikoen ved bruk av slam som jordforbedring er screenet bl.a. basert på målinger fra screeningundersøkelser og Norsk Vanns slamundersøkelse fra 2017-2018. Miljørisikoen er vurdert mht. effekten på terrestriske organismer, og nedbrytningen i jord er ikke hensyntatt. Risikovurderingen viser en mulig risiko på 50 % av de legemidlene som undersøkt. Østrogenlignende stoffer har ekstremt lave terskelverdier pga. sine hormonhermende egenskaper og indikerer høy miljørisiko. Noen internasjonale studier indikerer at nedbrytning i overflatejord kan være en viktig årsak til at risikoen reduseres kraftig.

Legemidlene er vanskelige å fjerne ved kilden. Ca. 70 % av legemidlene kommer ut i naturmiljøet via renseanlegg og $< 5\%$ via sykehus. Medisinbruken er økende og OECD er svært bekymret for økende bruk av antibiotika og utviklingen av antibiotikaresistente bakterier. Kommunale renseanlegg får internasjonalt et stadig sterkere press på seg mht. å fjerne uønskede legemidler fra naturmiljøet. Det forventes press på å forbedre fjerning eller dokumentasjonen mht. enkelte stoffer/stoffgrupper i avløpsvann/slam, f.eks. hormonhermende stoffer, antibiotika, antibiotikaresistente bakterier og gener.

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norskvann.no

Report no: 275 – 2022
Report title: Micropollutants and pharmaceuticals in Norwegian waste water
Date of issue: June 2023
Author: Eilen Arctander Vik, Aquateam COWI
Oscar Lidholm, COWI
Liv Bruås Henninge, COWI
Renata Tomczak-Wandzel, Aquateam COWI

The project "Micropollutants and pharmaceuticals in Norwegian waste water" has been carried out for Norsk Vann with the main aim of establishing a comprehensive knowledge base and providing a common understanding of:

- Sources and fate of pharmaceuticals and river basin specific substances that end up in wastewater in Norway
- How the substances are affected by the various treatment steps in Norwegian wastewater treatment plants (WWTPs)
- Suitable methodology for determining the quantity of the substances in sludge and effluent
- Environmental risk assessment for effluent and sewage sludge used in agriculture
- Innovative treatment technologies that may be suitable for testing/validation in Norwegian WWTPs

The term micropollutants (MF) includes organic micropollutants, heavy metals, pharmaceuticals, microplastics and other substances with the potential to have a negative environmental and/or health impact. In this study, pharmaceuticals are given special attention – since the knowledge gap is larger for these substances. Priority pollutants and river basin specific pollutants as defined in the water framework directive have also been assessed. These are substances with a known negative environmental impact, and which are regulated in Norwegian law. Heavy metals and microplastics are not included in the study. The fate of heavy metals in WWTPs is already well known, and there is too little data on microplastics for this project to make a meaningful contribution.

In Norway, several different types of treatment methods are used for municipal wastewater, ranging from simple sludge separators to chemical-biological treatment plants with nitrogen removal. There are still examples along the Atlantic coast where wastewater from small agglomerations is discharged untreated. The fate of different MF will vary with the type of WWTP:

- In simple WWTPs without chemical or biological treatment, the removal will be low for the vast majority of MF. MF that binds to fat and sludge will be removed to the same extent as the removal rate of fat and SS (suspended solids). WWTPs in this category have a discharge permit requiring 20% SS removal.
- In chemical treatment plants (with requirements for phosphorus removal) significantly more SS will be removed, and colloidal particles will also be precipitated and removed. The colloidal particles have a large specific surface, and thus a high specific adsorption capacity. Substances with an affinity for sludge can thus often be removed effectively in chemical treatment plants.
- In chemical-biological treatment plants, hydrophobic substances will be removed with the sludge, biodegradable substances can be degraded and volatile substances evaporate (however, only a small degree of evaporation and biological degradation is expected for most MF). The biological degradation can vary somewhat between different treatment methods, e.g. depending on whether the plant has nitrogen removal, a biofilm step or an activated sludge process. Somewhat higher removal with the sludge can be expected in processes with membranes such as the separation process (MBR), than for facilities with sedimentation and flotation. However, to remove dissolved substances, a supplementary treatment step must be carried out after the process.
- The most used processes for further purification are ozone and activated carbon (pulverized or granulated; PAC or GAC). Currently, in Norway, there are no WWTPs plants with advanced treatment of pharmaceuticals or other MF, but this is a trend internationally, for example in Sweden and Switzerland.

Based on results from Norwegian screening surveys carried out over the past 15 years and previous risk assessments, 20 pharmaceuticals (including 2 metabolites) and 13 prioritized and water region-specific substances have been selected which have been studied in more detail in this study. In addition to compiling measurements of the selected substances, there is also compiled information about the substances' inherent

properties. Table I (see Norwegian summary) shows properties of the selected substances and expected removal in various treatment processes. The properties of the substances are based on values found in literature, assessed affinity to sludge is based on results from measurements and modelling, treatment effect is based on measurements from screening surveys, modeling in SimpleTreat and on reported data from literature.

For pharmaceuticals, the emissions from Norwegian treatment plants were estimated both from measurements and based on models (based on sales figures and modeling of different types of treatment plants). Estimated environmental concentrations (PEC) were compared with predicted effect concentrations (PNEC) to estimate the risk quotient (PEC/PNEC). $PEC/PNEC > 1$ indicates a possible environmental risk from the discharge:

- Measurements from the screening investigations indicated that the $PEC/PNEC$ can be > 1 for 6 of the 20 pharmaceuticals when contaminated water is discharged to fresh water, and for 11 of 20 pharmaceuticals for discharge to seawater. The highest environmental risk was shown for estradiol, oxazepam, trimethoprim and ethinylestradiol.
- Theoretical calculation based on sales figures, without purification or metabolism, indicated that the $PEC/PNEC$ can be > 1 for 8 out of 20 pharmaceuticals, if the discharge is to fresh water, and for 11 out of 20 substances, if the for discharge to seawater. For the theoretical calculation, the environmental risk was highest for ethinylestradiol, oxazepam, trimethoprim, ibuprofen, diclofenac, carbamazepine and estradiol.
- For most pharmaceuticals, a limited removal in chemical treatment plants can be expected, this is confirmed both by the few measurements that have been carried out, and by theoretical modeling of this type of plant.
- Some of the medicines can be degraded in biological treatment plants. Measurements and modeling indicate, however, that most of the drugs will follow the discharge water. Advanced treatment methods are required to remove these substances.

The calculations of risk quotient ($PEC/PNEC$) carried out in the report therefore indicate environmental risk from the discharge from municipal treatment plants for several of the medicines. However, the environmental risk at the discharge point does not provide information about effects on other parts of the recipient, or about effects on the recipient in the event of long-term discharge. It also does not say anything about possibly

reinforcing effects when a mixture of toxic substances is released (cocktail effects). More research is required in this area.

In connection with screening investigations, concentrations have been measured in surface water, sediments, and biota. Several of the substances with an identified risk based on measurements/modelling for the discharge from treatment plants have also been detected in this type of sample. More research is needed to estimate the environmental risk this type of discharge has for Norwegian recipients. Although there is often a relatively large dilution of many substances in Norwegian recipients, it cannot be ruled out that the release of pharmaceuticals has a negative impact on the aquatic organisms in Norwegian recipients.

The amount of various prioritized and river basin specific pollutants in the effluent will vary among WWTPs, depending, among other things, on which industries are connected (e.g. whether the treatment plant receives leachate from landfills). In connection with Norwegian screening investigations, concentrations of the PAH benzo(a)pyrene, the brominated flame retardant BDE-99 and the siloxane D5 have been measured in concentrations which, when directly released to a recipient, give a risk quotient ($PEC/PNEC$) > 1 . Most of the prioritized and river basin specific pollutants assessed in the report have a high affinity for sludge, and will be removed in chemical and chemical-biological treatment plants.

Many MFs can therefore end up in the sewage sludge. This mainly applies to substances with a high affinity for sludge, e.g. many priority and river basin specific pollutants, but many pharmaceuticals are also detected in sewage sludge. There is little available information on how different sludge treatment processes affect the amount of different environmental pollutants in the sludge, but with aerobic or anaerobic stabilization some MF can be degraded biologically, depending on the degradability of the substance.

The environmental risk of using sludge as fertilizer and soil conditioner has been screened, based on screening surveys and Norsk Vann's sludge survey from 2017-2018. The environmental risk has been assessed in terms of the effect on terrestrial organisms, and the breakdown in soil are not considered. The risk assessment shows a possible risk of 50% of the medicines examined. Estrogen-like substances have extremely low threshold values due to its hormone-mimicking properties and indicates a high environmental risk. Some

international studies indicate that decomposition in surface soil can be an important explanation of why the risk is highly reduced.

Pharmaceuticals are difficult to remove at the source. About 70% of medicines enter the natural environment via WWTPs and < 5% via hospitals. Medicine use is increasing, and the OECD is very concerned about the increasing use of antibiotics and the development of antibiotic-resistant bacteria. WWTPs are under increasing international pressure to remove unwanted pharmaceuticals from the natural environment. Pressure is expected to improve removal or the documentation regarding certain substances/substance groups in waste water/sludge, e.g. hormone-mimicking substances, antibiotics, antibiotic-resistant bacteria and genes.

Innhold

1. Innledning	15	4. Skjebne til legemidler og andre mikroforurensninger i norske renseanlegg	36
1.1. Generelt om mikroforurensninger som vurderes i dette prosjektet	15	4.1. Generelt om avløpsrensing i Norge	36
1.2. Mål og omfang	15	4.2. Mekanismer for fjerning av MF i renseanlegg	38
1.3. Gjennomføringen	16	4.2.1. Adsorpsjon	39
2. Regulering av mikroforurensninger	17	4.2.2. Biologisk nedbrytning	40
2.1. EUs vanndirektiv	17	4.2.3. Stripping	41
2.1.1. Prioriterte stoffer og miljøkvalitetsstandarder	18	4.3. Fjerning av MF i ulike typer av renseprosesser og renseanlegg	41
2.1.2. Vannregionspesifikke stoffer	18	4.3.1. Mekaniske renseanlegg	42
2.1.3. Observasjonslisten (watch list) for stoffer i vann	18	4.3.2. Kjemiske renseanlegg	42
2.2. Den norske prioritetslisten	19	4.3.3. Biologiske renseanlegg	42
2.3. REACH og ECHA	19	4.4. Fjerning av MF og legemidler i slambehandling	45
2.4. Regulering av legemidler	19	4.5. Modellering av skjebnen til MF i avløpsvann	48
2.5. Regulering av kosmetikk og hygieneprodukter	19	4.5.1. Modell av et standard biologisk renseanlegg	49
2.6. Regulering av vaske- og rengjøringsprodukter	20	4.5.2. Modell av et kjemisk renseanlegg	49
2.7. Forurensningsforskriften	20	4.5.3. Modell av skjebnen i slambehandlingstrinnet	50
2.8. Gjødelsvareforskriften	20	5. Metodikk for miljørisikovurdering	51
2.9. Stockholmkonvensjonen	20	5.1. Generelt	51
2.10. Oslo- og Paris-konvensjonen (OSPAR)	21	5.2. Risikobasert tilnærming (RBA) for vurdering av miljørisiko	51
3. Legemidler og prioriterte mikroforurensninger	22	5.3. Miljørisikovurdering av legemidler iht. EMAs veileder	53
3.1. Legemidler i avløpsvann og miljø	22	5.3.1. PBT-vurdering (fase I og II)	54
3.2. Salg av legemidler i Norge og Europa	24	5.3.2. Fase I – innledende miljørisikovurdering	54
3.3. Egenskapene til ulike typer av legemidler	26	5.3.3. Fase II – vurdering av skjebne og effekt av miljøkonsentrasjon	55
3.3.1. Antibiotika, antimykotika og antimikrobiell resistans	27	5.4. Miljørisikovurdering av slam benyttet til jordforbedring	57
3.3.2. Antiinflammatoriske midler	28	6. Målinger av legemidler og andre MF i norske renseanlegg og resipienter	61
3.3.3. Antidepressive/beroligende midler	29	6.1. Generelt om måling og kartlegging av legemiddelrester	61
3.3.4. Blodtrykk- og hjertemedisiner	29	6.2. Målinger av legemiddelrester	62
3.3.5. Diabetesmedisin	29	6.2.1. Screeningundersøkelser 2005-2019	62
3.3.6. Hormoner	29	6.2.2. Målinger av legemidler i sykehusavløp	69
3.4. Prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i norsk avløpsvann	30	6.2.3. Målinger av metabolitter	69
3.4.1. PAH	30	6.2.4. Norsk Vanns slamundersøkelser	70
3.4.2. Bromerte flammehemmere	30	6.3. Prioriterte og vannregionspesifikke MF i norske renseanlegg	71
3.4.3. Klorparafiner	30	6.3.1. Screeningundersøkelser 2016-2019 (og Aquateam-prosjekt 2009)	71
3.4.4. Ftalater	31	6.3.2. Norsk Vanns slamundersøkelser	77
3.4.5. Alkylfenoler	31	6.3.3. Utvalgte organiske miljøgifter i renseanlegg på Nord-Jæren	79
3.4.6. PFAS	31	6.3.4. Målinger i forbindelse med utslippskontrollen	81
3.4.7. Dioksiner	31		
3.4.8. Bisfenoler	32		
3.4.9. Siloksaner	32		
3.4.10. PCB	32		
3.5. Valg av stoffer som studeres nærmere i denne studien	33		
3.5.1. Legemidler	33		
3.5.2. Prioriterte og vannregionspesifikke stoffer	35		

7. Norske og internasjonale erfaringer og tiltak	83	10. Usikkerheter, kunnskapsmangel og behov for videre arbeid	128
7.1. Norge	83	11. Konklusjon	130
7.1.1. Miljørisker ved utslipp til vann	83	12. Referanser	131
7.1.2. Risiko ved bruk av slam til jordforbedring	84	13. Vedlegg 1: MF og legemidler målt i norske renseanlegg	136
7.2. Sveits	90	14. Vedlegg 2: MF og legemidler målt i overflatevann og sedimenter	171
7.3. Sverige	91	15. Vedlegg 3: MF i Bore, SNJ og Vik avløpsrense-anlegg i Rogaland	184
7.4. EU	92		
7.5. Globalt	94		
8. Miljøriskovurdering og modellering av utvalgte MF	96		
8.1. Miljøriskovurdering for resipient for utvalgte legemidler	96		
8.1.1. Miljøkonsentrasjoner (PEC) estimert fra salgstall - uten rensing	96		
8.1.2. Innløpskonsentrasjoner fra salgstall og utslipp fra modellering av rensing	97		
8.1.3. Estimering av miljøkonsentrasjoner (MEC) basert på målinger på renseanlegg	101		
8.1.4. Sammenligning av målte og modellerte konsentrasjoner (MEC og PEC)	104		
8.2. Miljøriskovurdering for resipient for utvalgte prioriterte og vannregionspesifikke stoffer	107		
8.2.1. Risikovurdering basert på målinger på renseanlegg	107		
8.2.2. Modellering av utvalgte prioriterte stoffer	108		
8.3. Miljøriskovurdering ved bruk av slam til jordforbedring	113		
8.3.1. Bakgrunn for fokus i denne rapporten	113		
8.3.2. Miljøriskovurdering av prioriterte og vannregionspesifikke stoffer	113		
8.3.3. Miljøriskovurdering av legemidler	113		
9. Avansert rensing av MF, fokus på legemidler	116		
9.1. Generelt om avansert rensing av MF med fokus på legemidler	116		
9.1.1. Aktivt kull	116		
9.1.2. Mikrofiltrering, nanofiltrering og omvendt osmose	116		
9.1.3. Forventede renseseffekter for MF ved bruk av avanserte teknologier	118		
9.2. Erfaringer fra Sveits	119		
9.3. Erfaringer rapportert fra renseanlegg i Frankrike, Sverige og Danmark	122		
9.3.1. Frankrike	122		
9.3.2. Sverige	123		
9.3.3. Danmark	124		

Forkortelser

Forkortelse	Forklaring
AMR	AntiMicrobial Resistance (Antimikrobiell resistens)
ARB	Antibiotika resistente bakterier
ARG	Antibiotika resistente gener
ARM	Antibiotika resistente mikroorganismer
ATC	Anatomical Therapeutic Chemical Classification System. ATC-systemet er et internasjonalt system for klassifisering av legemidler.
BEVAS	Bekkelaget Vann AS
BOF	Biokjemisk oksygenforbruk
CMR-stoffer	Kreftfremkallende, mutagene og reproduksjonsskadelige stoffer
DAF	Dissolved Air Flotation
DDD	Definert DøgnDose (gjennomsnittlig døgndose av et legemiddel)
DCM	Dissolved Colloidal Matter
DEHP	Di-etyl-heksyl ftalat
Dow	n-oktanol fordelingskoeffisient for nøytrale og ioniserte former av et stoff ved oppgitt pH
EC _i ; EC ₅₀	Effekt konsentrasjon; Konsentrasjon med 50 % effekt på f.eks. vekst
ECHA	Det europeiske kjemikaliebyrået
EFSA	Det europeiske mattrygghetsdirektoratet
EMA	Det europeiske medisinbyrået
EQS	Miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards), AA EQS=Average Annual (Årlig gjennomsnitt) EQS; MAC EQS= Max Annual EQS (Maksimalt Årlig)
f _{oc}	Fraksjon organisk stoff, ved 1 % organisk stoff (TOC eller TOM), f _{oc} =0,01
H	Henrys konstant (Pa m ³ mol ⁻¹ eller atm m ³ mol ⁻¹) finnes i tabeller for ulike stoffer
GAC	Granulært aktivkull (Granular Activated Carbon)
HBCDD	Heksabromosyklodekan
K _a	Syrekonstanten, dvs. et stoff foreligger som syre når pH<pK _a , hvilket betyr at stoffet er i ioneform ved lavere pH
k _{bio}	Hastighetskonstant for biologiske nedbrytning (l/g SS-h)
K _d	Fordelingskoeffisient mellom solids (sediment/jord/slam) og vann, kan finnes i tabeller for mange stoffer og er normalt bestemt ved 1 % organisk stoff, dvs. f _{oc} =0,01; K _d =f _{oc} ·K _{oc}
K _H	K _H = H/R·T (dimensjonsløs). Ved likevekt vil metningskonsentrasjonen i luft (C _{a,i} [*]) og vannløseligheten (C _{w,i} [*]) til stoffet kunne estimeres fra K _H = C _{a,i} [*] / C _{w,i} [*] eller C _{a,i} [*] = K _H · C _{w,i}
KLD	Klima- og miljødepartementet
K _{oc}	Fordelingskoeffisient mellom organisk karbon og vann
KOF	Kjemisk oksygenforbruk
K _{ow} eller P _{ow}	n-oktanol/vann fordelingskoeffisient
LMD	Landbruks- og matdepartementet
MEC	Measured Environmental Concentration (målt miljøkonsentrasjon i vann, biota eller sediment)
MF _{ads}	Konsentrasjonen av adsorbert MF
MF _{løst}	Konsentrasjonen av løst MF
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MBR	Membrane Bio Reactor
MF	Mikroforurensninger
NF; NF _s ; NP _s ; NT _s ; NC _s ; NW _s ; NS _s ; NM _s	Nanofiltrering; Nanofiber spunnet; Nanopartikkel spunnet; Nanotube; Nano crystals; Nanowired; Nanosheets; Nanomaterials membraner
NOEC	No observed effect concentration

Forkortelse	Forklaring
NP/NPE/NP EO	Nonylphenol- og etylfenoletoksilater
PAC	Aktivkull i pulverform (Powdered Activated Carbon)
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PBT	Persistente, bioakkumulerende og toksiske stoffer
PCB	Polyklorerte bifenyler
PCDD/PCDE	Polyklorerte di-bensodioksiner/Polyklorerte di-bensofuraner
PEC	Predicted Environmental Concentration (forventet miljøkonsentrasjon)
PNEC	Predicted No Effect Concentration (forventet nulleffektkonsentrasjon)
PEC/PNEC eller MEC/PNEC	PEC/PNEC eller MEC/PNEC < 1 Risiko for negativ miljøpåvirkning er lav (< 5 %) PEC/PNEC eller MEC/PNEC > 1 Risiko for negativ miljøpåvirkning kan ikke utelukkes
PFAS/PFOS/PFOA	Perfluorerte alkyls sulfonater/Perfluorooktanyl ulfonate/ Perfluorooktanyl sulfonate syre (acid)
POP	Persistente organiske forurensninger (pollutants)
P _{ow}	fordelingskoeffisient mellom n-oktanol og vann
PPCP	Pharmaceuticals and Personal Care Products
Prioriterte stoffer	Prioriterte stoffer i EUs vanndirektiv
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation, and restriction of Chemicals.
RO	Reverse Osmosis, omvendt osmose
SCCP	Kortkjedede klorparafiner
SS, TSS	Suspendert stoff, totalt suspendert stoff (mg/l)
SVHC	Substances of very high concern
TBBPA	Tetrabromo-bisfenol A
TEQ	Toxicity Equivalents = total mengde toksisitet per tidsenhet i et utslipp (TU x Rate)
TOC	Totalt organisk karbon (mg/l)
Tot-N; Tot-P	Total nitrogen; Total fosfor
TS	Total solids (mg/l)
TU	Toxicity Unit, toksisitetsheter som forteller hvor mange ganger en blanding må fortynnes for å redusere toksisiteten til (vanligvis EC50)
UF	Ultrafiltrering
Vannregion-spesifikke stoffer	Vannregionspesifikke stoffer i EUs vanndirektiv
VEAS	Vestfjorden Avløpsselskap
vPvB	Veldig persistente og veldig bioakkumulerende stoffer
VSS, VS	Flyktig suspendert stoff, flyktigstoff (mg/l)

1. Innledning

1.1. Generelt om mikroforurensninger som vurderes i dette prosjektet

Mikroforurensninger (MF) er definert som kjemiske stoffer med opphav i menneskelig aktivitet, som kan ha negative konsekvenser på ytre miljø og helse og som forekommer i lave konsentrasjoner i naturen (over et naturlig bakgrunnsnivå). Begrepet inkluderer blant annet organiske miljøgifter, tungmetaller, legemidler, mikroplast og andre stoffer med potensiale for negativ miljø- og/eller helsepåvirkning.

Tungmetaller og mikroplast er ikke inkludert i denne studien. Tungmetallers skjebne i kommunale renseanlegg er allerede godt kjent, og for mikroplast er det for lite datagrunnlag til at dette prosjektet kan gi et meningsfylt bidrag.

Hovedfokus har vært på legemidler som forekommer i kommunalt avløpsvann i Norge. Også prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i EUs vanndirektiv er inkludert. Datagrunnlaget for legemidler i Norge er noe begrenset. Det er vesentlig bedre for de prioriterte og vannregionspesifikke stoffene (f.eks. PAH, PCB, DEHP, nonylfenol (NF) og bromerte flammehemmere (BDE)). Noen prioriterte stoffer har vært overvåket i norske renseanlegg i >20 år og det finnes gode måledata for noen stoffer fra -1995.

1.2. Mål og omfang

Hovedmålet for prosjektet har vært å etablere et helhetlig kunnskapsgrunnlag for:

- Kilder og skjebne til legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som havner i avløpsvannet i Norge
- Hvordan disse stoffene påvirkes av de ulike behandlingstrinnene som benyttes i norske renseanlegg
- Hvor stoffene og eventuelt deres metabolitter ender opp (i slam, gass, rensed avløpsvann/resipient)
- Hvilke innovative teknologier som kan være egnet for uttesting/validering i norske renseanlegg

Basert på en litteraturgjennomgang skulle følgende datagrunnlag fremskaffes:

- Målte konsentrasjoner inn og ut av norske renseanlegg, mellom ulike rensetrinn, i slam og mellom ulike trinn i slambehandlingen
- Grunnleggende stoffspesifikk informasjon nødvendig for å kunne vurdere skjebne i renseanleggene og i resipienten
- Forbruket av legemidler i Norge sammenlignet med andre land, metoder for prøvetaking og analyser, samt usikkerhet for målinger
- Modelleringsverktøy for risikovurdering og skjebne i kommunale renseanlegg
- Erfaringer fra prosjekter der skjebne av aktuelle enkeltstoffer er undersøkt

- FoU og strategi for håndtering av legemidler og mikroforurensning internasjonalt
- Spredning av MF og legemidler fra kommunale VA-anlegg via slam og vann
- Eksisterende renseteknologier og innovative løsningsers evne til å fjerne/uskadeliggjøre disse stoffene
- Potensielle miljø- og helseeffekter av utslipp fra kommunale VA anlegg

For å vurdere behovet for fjerning av legemidler og andre MF fra kommunale renseanlegg skulle det gjøres en risikovurdering av helse- og miljøfare ved utslipp av rensed avløpsvann og vurderes om det var behov for ytterligere undersøkelser. For utvalgte legemidler og MF skulle skjebne i renseanlegg, landbruk og resipient vurderes, basert på innsamlet data fra litteraturgjennomgangen og matematisk modellering av hva som skjer ved ulike typer av renseanlegg. Begrensninger i datagrunnlag og modelleringsverktøy skulle oppsummeres og det skulle lages forslag til Norsk Vann om behovet for ytterligere FoU tilknyttet legemidler i kommunalt avløpsvann og slam.

1.3. Gjennomføringen

Prosjektet har inkludert følgende deloppgaver:

- Innsamling av tilgjengelig datagrunnlag (måledata og salgstall for legemidler) om utvalgte legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i norsk avløpsvann
- Utarbeidelse av en database over tilgjengelig måledata fra norske kommunale renseanlegg
- Evaluering av kvaliteten på måledata og usikkerheter
- Vurdering av tilførsel av legemidler til norske renseanlegg basert på salgstall for legemidler
- Innsamling av data om iboende egenskaper for utvalgte legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer, og basert på datakvalitet bestemmelse av terskelverdier for giftighet, slik at skjebnen i norske renseanlegg og miljørisiko av utslipp kan vurderes
- Modellering av skjebnen til utvalgte legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i typiske norske renseanlegg
- Gjennomføring av en miljørisikovurdering for utvalgte legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer basert på utslipp av urensset avløpsvann og avløpsvann rensset i typisk norske renseprosesser
- Sammenligning av modellerte og målte data for å vurdere usikkerheten i datagrunnlaget
- Vurdering av egnethet og kostnader for nye innovative rensesetnikker til å øke fjerning av legemidler i norske renseanlegg

Prosjektet er gjennomført med innspill og råd fra en styringsgruppe oppnevnt av Norsk Vann:

- Mai Riise, HIAS IKS
- Kristine Akervold, Bergen kommune
- Lars Hem, VAV, Oslo kommune
- Eline Nilsen Furre, IVAR IKS
- Prosjektleder hos Norsk Vann har vært Arne Haarr

I forbindelse med gjennomføringen av prosjektet har det vært avholdt 4 styringsgruppemøter:

- Oppstartsmøte: 26.08.2020
- Møte 2:4: 19.10.2020
- Møte 3:4: 18.11.2020
- Møte 4:4: 11.12. 2020

Prosjektet har hatt en referansegruppe. Referansegruppen deltok på workshopen sammen med styringsgruppen på møte 11.12.2020. Referansegruppen fikk også tilsendt utkast til rapport som de har gitt kommentarer til. Referansegruppen har hatt følgende deltakere:

- Miljødirektoratet ved: Rita Vigdis Hansen, Maria Hedenstad og Kine Martinsen,
- Legemiddelverket, Martine Muuse
- NIVA, Malchholm Reid og Christian Vogelsang
- NIBIO, Trine Eggen
- COWI, Line Diana Blytt

2. Regulering av mikroforurensninger

Miljølovgivningen i Norge bygger i hovedsak på EU-direktiver. Det generelle grunnlaget for unionens politikk på miljøområdet er beskrevet i EU-traktaten, som sier at unionen skal bidra til at følgende mål nås:

- bevaring, vern og forbedring av miljøets kvalitet,
- vern av menneskers helse,
- en forsiktig og fornuftig utnyttelse av naturressursene,
- fremme tiltak på internasjonalt plan for å løse regionale og verdensomspennende miljøproblemer og særlig bekjempe klimaendring.

Unionens politikk på miljøområdet skal ta sikte på et høyt beskyttelsesnivå, idet det tas hensyn til at forholdene er ulike i unionens forskjellige regioner.

EU-traktaten slår videre fast at politikken skal bygge på føre var-prinsippet, prinsippet om forebyggende tiltak, prinsippet om at skade på miljøet fortrinnsvis rettes opp ved kilden, og prinsippet om at forurenseren betaler.

2.1. EUs vanndirektiv

Europaparlamentet og rådets direktiv 2000/60/EF om etablering av rammer for en felles vannpolitikk i EU (vanndirektivet) er et av EUs viktigste og mest omfattende og ambisiøse miljødirektiver. Tidligere var rettsaktene som omhandlet vann i EU fragmentert i separate temadirektiver om drikkevann, nitrat, avløp, forurensningskontroll, badevann og naturvern m.m. Med vanndirektivet ble alle disse temaene satt inn i en overordnet ramme, der beskyttelse og bruk av vannets økosystemer er det samlede overordnede målet. Dette var det første miljødirektivet som la grunnlaget for en mer helhetlig og samordnet forvaltning av et sentralt miljøelement.

Hovedformålet med EUs vanndirektiv er å sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet, og om nødvendig iverksette forebyggende eller forbedrende miljøtiltak for å sikre miljøtilstanden i ferskvann, grunnvann og kystvann. Det skal settes miljømål som skal være konkrete og målbare. Forvaltningen av vann skal være helhetlig fra fjell til fjord, samordnet på tvers av sektorer, systematisk, kunnskapsbasert, og tilrettelagt for bred medvirkning. Vanndirektivet trådte i kraft i EU 22. desember 2000. Vannforskriften (FOR-2006-12-15-1446) gjennomfører EUs vanndirektiv i norsk rett.

Vanndirektivets vedlegg V stiller krav til klassifisering av vannforekomster, med 5 tilstandsklasser for økologisk tilstand (svært god til svært dårlig) og 2 tilstandsklasser for kjemisk tilstand (god eller dårlig). Definisjon av økologisk og kjemisk tilstand bestemmer sammen om man kan oppnå miljømålet god miljøtilstand for vannforekomstene, se. Figur 1.



Figur 1. Klassifisering av miljøtilstand og miljømål i EUs vanndirektiv (fra Direktorsgruppe for gjennomføring av vannforskriften, 2018).

Kjemisk tilstand for overflatevann bestemmes på bakgrunn av konsentrasjoner av prioriterte stoffer (i EUs vanndirektiv) målt i vann, sediment eller biota. MF som utgjør prioriterte stoffer presenteres nedenfor.

Økologisk tilstand for overflatevann viser miljøtilstand i vannforekomsten, både når det gjelder artssammensetning, struktur og virkemåte for økosystemet. Økologisk tilstand bestemmes blant annet ved biologiske, hydro-morfologiske og fysisk/kjemiske kvalitetselementer.

De biologiske kvalitetselementene er:

- Planteplankton (i innsjøer og kystvann)
- Begroingsalger (i elver)
- Vannplanter (i elver og innsjøer)
- Makroalger og ålegress (i kystvann)
- Bunndyr (i innsjø, elver og kystvann)
- Fisk (i innsjø og elver)

Hydromorfologiske kvalitetselementer inkluderer bl.a. vannstandsvariasjoner, endringer i kystsoner, etc.).

Fysisk/kjemiske kvalitetselementer er blant annet konsentrasjoner av næringssalter (fosfor, nitrogen, etc.), andre forurensningsparametere (pH, etc.) og vannregionsspesifikke miljøgifter (i EUs vanndirektiv).

2.1.1. Prioriterte stoffer og miljøkvalitetsstandarder

I vanndirektivets vedlegg X defineres prioriterte stoffer som er vurdert som spesielt miljøfarlige. Den første listen av prioriterte stoffer ble definert i beslutning 2455/2001/EF. I listen ble 33 stoffer og stoffgrupper definert som prioriterte stoffer, hvorav 11 stoffer ble definert som prioriterte farlige stoffer. Blant de prioriterte stoffene er PAH-er, bromerte flammehemmere, ftalater, nonyl- og oktylfenol, PFAS-stoffer, klorparafiner, dioksiner, tungmetaller, plantevernmidler og diverse industrikjemikalier (ingen legemidler).

De prioriterte farlige stoffene skal fases ut, og utslipp og annen tilførsel skal opphøre helt. For de øvrige prioriterte stoffene skal utslippene reduseres slik at konsentrasjonsmålene gitt ved miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) for de forskjellige stoffene oppnås i norske vannresipienter.

EQS-verdier for ferskvann og sjøvann for de 33 prioriterte stoffene ble definert i endringsdirektiv 2008/105/EU (datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder). Av de 33 stoffene ble 13 definert som prioriterte farlige stoffer i den oppdaterte listen. Datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder definerer blant annet EQS-verdier for maksimalt årlig gjennomsnitt samt maksimal tillatt konsentrasjon for de ulike stoffene. Grenseverdiene må overholdes for å sikre god kjemisk status for vannforekomstene, jf. klassifisering av miljøtilstand i forrige avsnitt.

I det siste datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder fra 2013 (2013/39/EU) ble 12 nye stoffer lagt til listen over prioriterte stoffer, som nå inkluderer totalt 45 stoffer og stoffgrupper. 6 av de nye stoffene og 2 på den tidligere listen ble definert som prioriterte farlige stoffer. Totalt består prioritetslisten under EUs vanndirektiv nå av 45 stoffer, hvorav 19 er definert som prioriterte farlige stoffer. Ingen legemidler inngår i prioritetslisten.

2.1.2. Vannregionsspesifikke stoffer

Vanndirektivet pålegger nasjonale myndigheter å bestemme miljøkvalitetsstandarder for miljøgifter av betydning regionalt, i tillegg til de prioriterte stoffene. Vannforskriften, gjennomføringen av vanndirektivet i norsk lov, inneholder miljøkvalitetsstandarder for 17

vannregionsspesifikke stoffer og stoffgrupper. Disse klassifiseres ved bruk av grenseverdier på samme måte som for prioriterte stoffer, men inngår i klassifisering av vannforekomster som et økologisk støtteelement (prioriterte stoffer brukes for klassifisering av kjemisk status). Blant de vannregionsspesifikke stoffene er bisfenoler, siloksaner, PFAS-stoffer, PCB, PAH-er, antibakterielt stoff (triklosan), plantevernmidler, metaller og div. industrikjemikalier, løsemidler representert. Ingen legemidler er definert som vannregionsspesifikt prioriterte stoffer i Norge.

2.1.3. Observasjonslisten (watch list) for stoffer i vann

Listen over prioriterte stoffer i EUs vanndirektiv skal revideres hvert 6. år. For å få informasjon om eventuelt miljøfarlige stoffer, ble en observasjonsliste (watch-list) etablert i forbindelse med datterdirektivet om miljøkvalitetsstandarder i 2013 (2013/39/EU). For å vurdere miljørisikoen skal disse stoffene overvåkes minst en gang per år i opptil fire år. Den første observasjonslisten ble definert i 2015, og listen er senere oppdatert i 2018 og 2020.

I 2015 ble 17 stoffer og stoffgrupper satt opp på observasjonslisten. Blant stoffene var et syntetisk og et naturlig hormon, en smertestillende medisin (diklofenak), åtte plantevernmidler, tre antibiotika, et UV-middel brukt i solkrem og en industrikjemikalie.

I revisjonen av listen i 2018 ble 5 stoffer tatt ut, og 3 nye lagt til. De fem stoffene som ble fjernet var diklofenak, to plantevernmidler, UV-middelet og industrikjemikaliene. De tre stoffene som ble lagt til var et plantevernmiddel og to antibiotika.

Observasjonslisten fra 2020 inneholder tre stoffer fra listen i 2018; et plantevernmiddel og to antibiotika. De nye stoffene er to antibiotika, et antidepressivt legemiddel og dets metabolitt, tre legemidler og ni plantevernmidler.

2.2. Den norske prioritetslisten

En nasjonal prioritetsliste ble første gang presentert i 1997. Prioritetslisten inneholder miljøgifter og andre stoffer som er definert å utgjøre en alvorlig trussel mot helse og miljø. Norge har et nasjonalt mål om at bruk og utslipp av stoffer på prioritetslisten skal fases ut. Den norske prioritetsliste er ikke et regelverk eller en forbudsliste, men fungerer som et verktøy for norske myndigheter til å oppnå nasjonal målsetting om

utslippsreduksjon av disse stoffene. Miljødirektoratet vurderer kontinuerlig om nye stoffer skal foreslås på prioritetslisten. Formelt skjer listing av nye stoffer via statsbudsjettet, som legges fram av regjeringen hver høst. Per 14. september 2020 inneholdt prioritetslisten 66 stoffer og stoffgrupper.

2.3. REACH og ECHA

EUs regelverk for identifisering og regulering av kjemikalier er beskrevet i REACH-forskriften ("Registration, Evaluation, Authorisation, and restriction of CHemicals"). Ved produksjon av 1 tonn eller mer per år er det krav til kjemikalieprodusentene å registrere stoffene de produserer hos ECHA, det europeiske kjemikaliebyrået. For nye stoffer må produsenten søke om tillatelse til produksjon og salg, og de må vedlegge dokumentasjon iht. ECHA sine krav.

REACH har utarbeidet detaljerte retningslinjer med krav til dokumentasjon (inkl. skjebne og helse- og miljørisikovurdering av kjemikalier. Stoffe som gir stor grunn til miljøbekymring (SVHC, Substances of Very High Concern) føres opp på kandidatlisten.

2.4. Regulering av legemidler

Legemidler er ikke regulert med hensyn på miljøpåvirkning. For alle nye legemidler er det imidlertid et krav at det skal gjennomføres en miljørisikovurdering før legemidlet godkjennes. Det kan stilles krav til tiltak for å begrense miljørisiko ved lagring, administrasjon og avfallshåndtering av legemidler i godkjenningssprosessen, men det er ikke satt miljøkrav for godkjenning. Retningslinjer for risikovurdering av nye legemidler er

beskrevet i «Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use» fra det europeiske legemiddelbyrået (EMA), som også har ansvar for å lage retningslinjer for veterinærmedisin og plantevernmidler. For veterinærmedisin og plantevernmidler er miljørisiko ofte grunn til at et produkt ikke godkjennes.

2.5. Regulering av kosmetikk og hygieneprodukter

Kosmetikkforordningen i EU (1223/2009) regulerer hovedsakelig de sikkerhetsmessige og helsemessige aspekter ved kosmetikk. For miljøvurderinger henvises det til bestemmelsene under REACH. I Norge forvaltes regelverket iht. forskrift om kosmetikk og kroppspfleieprodukter av Mattilsynet.

2.6. Regulering av vaske- og rengjøringsprodukter

I tillegg til regelverket i REACH, gjennomfører produktforskriftens §2-14 bestemmelsene i EUs vaskemiddel-forordning, og produktforskriften stiller særnorske krav til innhold av fosfor i vaske- og rengjøringsmidler. Dersom et vaske- eller rengjøringsmiddel markedsføres

med at det har en desinfiserende effekt, er det biocid-regelverket som gjelder. Overflateaktive stoffer (tensider) i vaske- og rengjøringsmidler skal være biologisk nedbrytbare. Nedbrytbarhet og testing av tensider skal dokumenteres av produsenten.

2.7. Forurensningsforskriften

Utslipp av avløpsvann er regulert i forurensningsforskriftens del 4 om avløp. Regelverket gjennomfører EUs avløpsdirektiv (91/271/EØF) i norsk lovverk.

Forurensningsforskriften definerer ikke grenseverdier eller rensekraft for MF ved rensing av avløpsvann, men i kapittel 11, vedlegg 2, stilles krav til analyser av noen utvalgte tungmetaller og organiske miljøgifter i avløpsvann. Anlegg over 20 000 pe skal analysere for tungmetaller på 6 inn- og utløpsprøver i løpet av et år. Avløpsanlegg over 50 000 pe skal i tillegg analysere for utvalgte organiske miljøgifter på 3 inn- og utløpsprøver per år. Sammenlagt skal det analyseres på 8 tungmetaller

og 5 stoffgrupper for organiske miljøgifter (utvalgte bromerte flammehemmere, PAH 18, PCB 7, di-etylheksylftalat (DEHP) og 4-nonylphenol (NP)).

I forbindelse med en mindre, pågående revisjon av forurensningsforskriften forventes endringer i pålagte analyser av mikroforurensninger. Det forventes at anleggene i ny forurensningsforskrift vil bli pålagt å måle utvalgte MF (inkl. tungmetaller) i slam, og at måling på inn- og utløp fra renseanleggene vil skje i jevnlige undersøkelser for å kartlegge spredning av miljøgifter via avløpsvann.

2.8. Gjødelsvareforskriften

Bruken av slam til gjødsel og jordforbedring er regulert i gjødelsvareforskriften. Nåværende gjødelsvareforskrift stiller krav til stabilitet, hygienisk kvalitet av slam og til maksimale tungmetallkonsentrasjoner (Cd, Pb, Hg, Ni, Zn, Cu og Cr) i gjødelsvarer. Innholdet av tungmetaller begrenser hvor mye avløpsslam som kan brukes i landbruket. Hygienisk krav til slam skal bl.a. hindre

spredning av patogene mikroorganismer fra behandlet avløpsslam til landbruksjord. Gjødelsvareforskriften er under revisjon, og til revidert gjødelsvareforskrift er det nylig foreslått grenseverdier for DEHP, summen av PFOS og PFOA samt PCB7 (Miljødirektoratet, 2020). Flere europeiske land har i mange år hatt krav til maksimalt innhold av en rekke organiske mikroforurensninger.

2.9. Stockholmkonvensjonen

POP (persistente organiske forurensninger) reguleres internasjonalt gjennom Stockholmkonvensjonen, en internasjonal miljøavtale i regi av FN. POP reguleres også i Langtransportkonvensjonen (grenseoverskridende luftforurensning) og Baselkonvensjonen (transport av farlig avfall over landegrensene). Stockholmkonvensjonen trådte i kraft i 2004 og er i dag (14.09.2020) undertegnet av 152 stater og har 184 tilknyttede parter.

Formålet med konvensjonen er å avvikle eller begrense produksjon og bruk av persistente organiske forurensninger i industri og jordbruk. Avtalen inneholder:

- Forpliktelser om import, eksport, produksjon, bruk, utslipp og avfallsbehandling for POP-er
- Forpliktelser om å kreve at BAT (beste tilgjengelige teknikk), og BEP (mest miljøvennlig praksis)

skal brukes for å redusere og om mulig eliminere utslipp av uønsket produserte POP fra forbrenning og industri

- Krav til å etablere regelverk som hindrer at nye POP kommer ut på markedet
- Systemer som legger til rette for at flere POP-er kan komme inn i avtalen.

Innledningsvis ble 12 plantevernmidler, industrikjemikalier og biprodukter med utilsiktet produksjon definert i Stockholmkonvensjonen. I 2009 kom det med 16 nye stoffer og nå er 30 POP-er inkludert.

2.10. Oslo- og Paris-konvensjonen (OSPAR)

OSPAR er ifølge Miljødirektoratet Norges viktigste forum for utvikling av marin naturforvaltning i det nordøstlige atlanterhavsområdet. Konvensjonen fra 1972 kombinerer Oslo-konvensjonen om dumping i sjøen og Paris-konvensjonen fra 1974 om landbaserte kilder for marin forurensning. Virkeområdet er Nordøst-Atlanteren. I dag inkluderer også konvensjonen oppgaver som skal bidra til å hindre og eliminere forurensning av Nordøst-Atlanteren ved:

- Forurensning fra landbaserte kilder, fra dumping og forbrenning, fra offshore kilder og andre kilder til forurensning
- Kontroll av status mht. kvaliteten på marint miljø
- Vitenskapelig og teknisk forskning og deling av informasjon

3. Legemidler og prioriterte mikroforurensinger

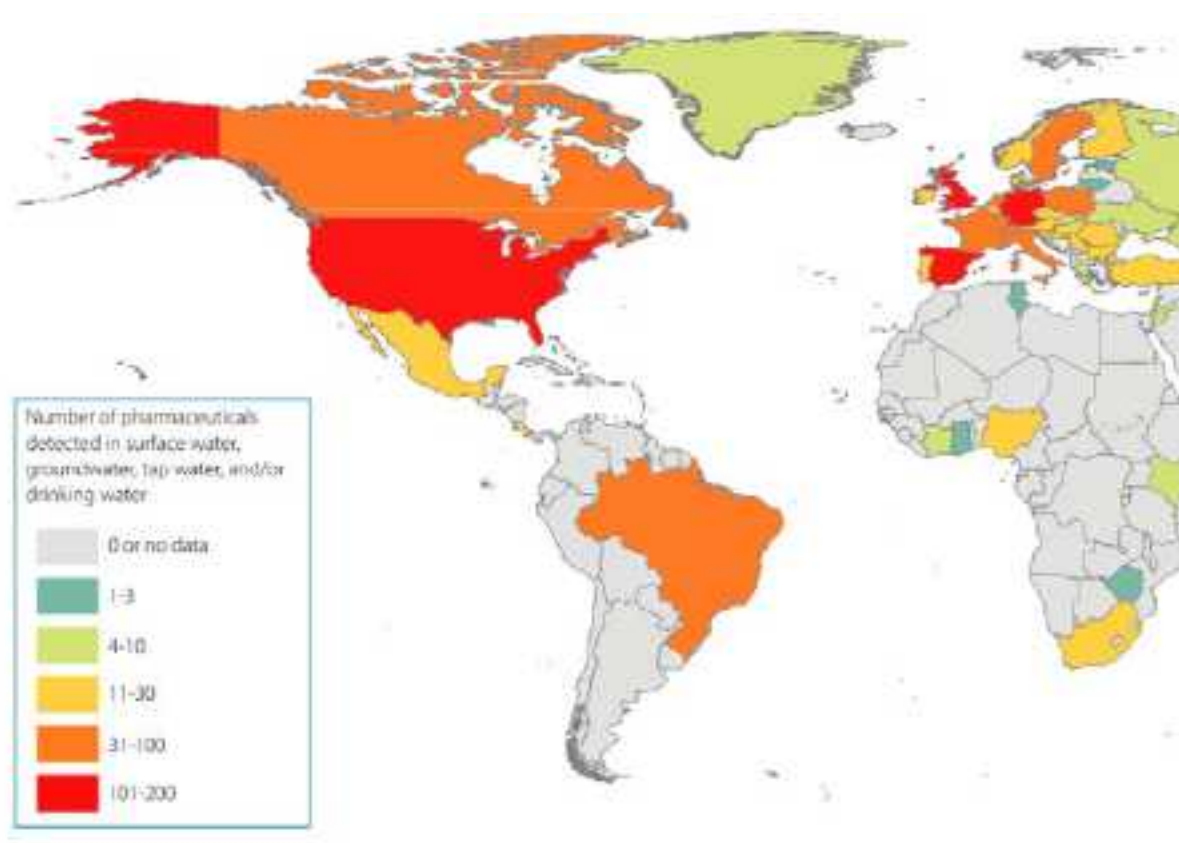
Et mål for denne rapporten har vært å etablere et helhetlig kunnskapsgrunnlag for kilder og skjebne til legemidler i norsk avløpsvann, samt å vurdere behov for rensing av legemidler (jf. definisjoner i kapittel 2.1.1-2.1.2). I tillegg oppsummeres status for prioriterte og

vannregionspesifikke stoffer i norsk avløpsvann. Dette kapitlet gir en innledende beskrivelse av stoffene som vurderes i rapporten, og hvorfor de har betydning for utslipp via avløpsvannet.

3.1. Legemidler i avløpsvann og miljø

OECD (2019) oppsummerer i en ny rapport at medisiner i form av rester av milliarder av doser med antibiotika, smertestillende og antidepressiva kan utgjøre en risiko for miljøet. I gjennomsnitt blir bare rundt 10 % av virkestoffene i medisiner tatt opp i kroppen. Resten blir tilbakeført til naturen gjennom avføring og urin. Ifølge rapporten kastes 1/3 av medisinene i USA før de blir brukt. OECD konkluderer med at dette utgjør en miljørisiko både for ferskvannssystemer og den globale næringskjeden.

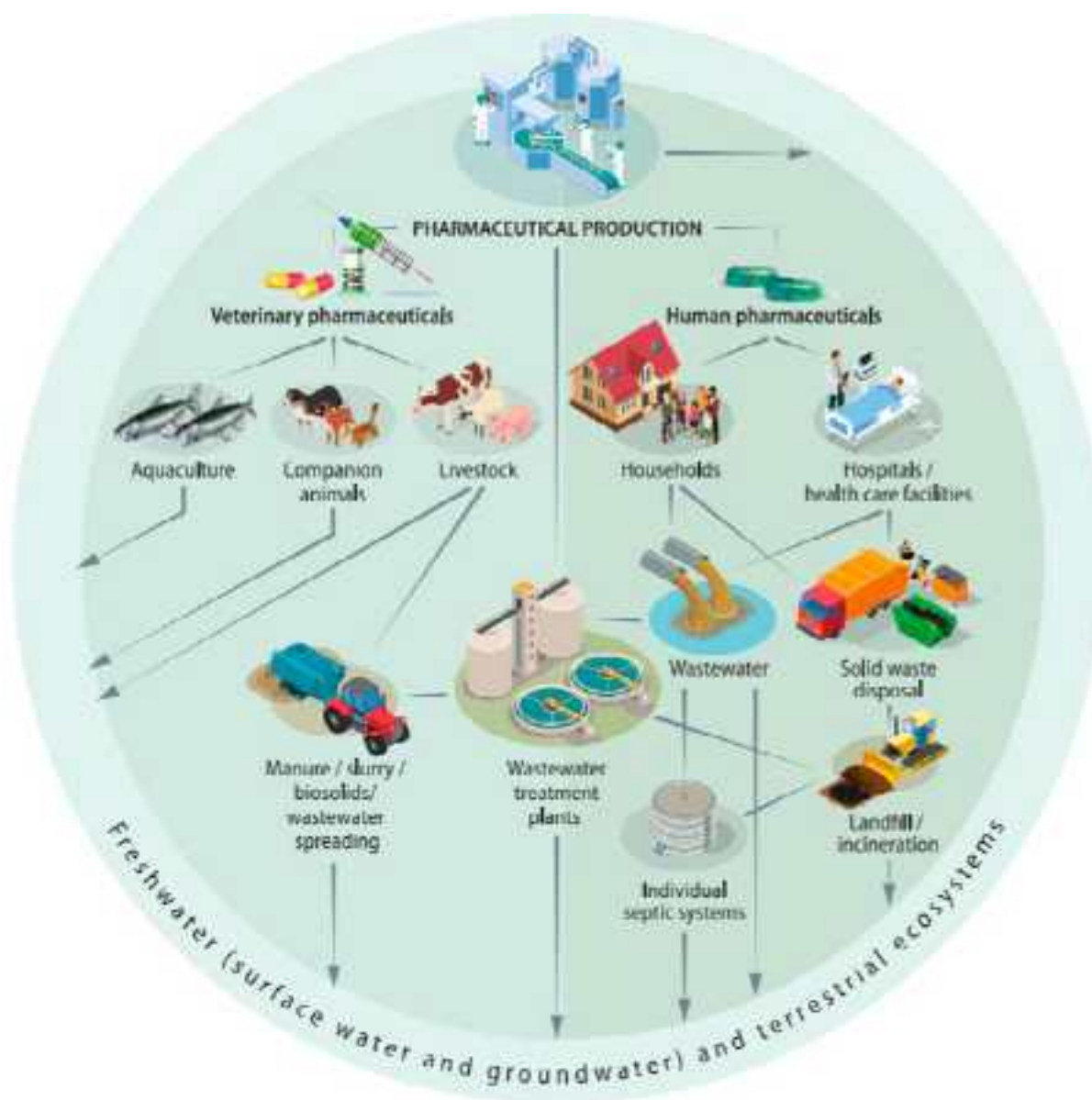
Målinger i grunnvann, overflatevann og drikkevann viser urovekkende økning i konsentrasjoner, og man finner stadig nye medisinrester i vannmiljø. Figur 2 viser en sammenstilling av antallet legemidler som er funnet i overflatevann, grunnvann og drikkevann i ulike land. I OECD (2019) påpekes det at medisinbruken kan forventes å øke pga. befolkningsvekst, eldre befolkning og klimautfordringer (som fører til at flere smittsomme sykdommer, f.eks. malaria og dengue spres raskere).



Figur 2. Antall legemidler funnet i overflatevann, grunnvann, springvann og drikkevann i ulike land (fra OECD, 2019).

OECD (2019) har illustrert hvordan medisinerester spres i naturmiljø, se Figur 2. Det største utslippet av humane legemidler i Norge skjer fra husholdninger til det kommunale avløpsnett. Noen norske renseanlegg får også tilførsel av legemidler fra industriproduksjon av legemidler. Det tilføres også legemiddelrester fra sykehus til kommunalt avløpsvann i mange kommuner. Pga. lavere dyreproduksjon i Norge er medisinerbruken i landbruket vesentlig lavere enn i mange europeiske land. Veterinærmedisin i norsk akvakulturindustri bidrar til spredning av legemidler i havmiljø (først og fremst marint).

I husholdninger var det tidligere vanlig å skylle ned ubrukte medisiner (med utgått forfallsdato) i toalettet. En norsk «Rydd skapet»-kampanje ble lansert i 2016/17 av Legemiddelverket, Apotekforeningen, Legemiddelindustrien og Norsk Vann, med mål å redusere mengden medisinerester til kommunale renseanlegg (Haarr, 2019).



Figur 3. Viktigste spredningsveier for helse- og veterinærmedisin til vann og terrestrisk miljø (fra OECD, 2019).

3.2. Salg av legemidler i Norge og Europa

I 2018 ble det totalt solgt over 3 milliarder DDD (definerte døgndoser) av legemidler i Norge (Folkehel-seinstituttet, 2019). Det er en total økning med 0,7 % fra 2017. Den totale veksten i legemiddelsalget målt i DDD har vært relativt stabilt de siste 10 år, men veksten

eller reduksjonen i forbruk varierer for ulike grupper av legemidler. De mest solgte stoffene i 2018 er vist i Tabell 1 (Nordisk Ministerråd, 2019, basert på tall fra Folkehel-seinstituttet).

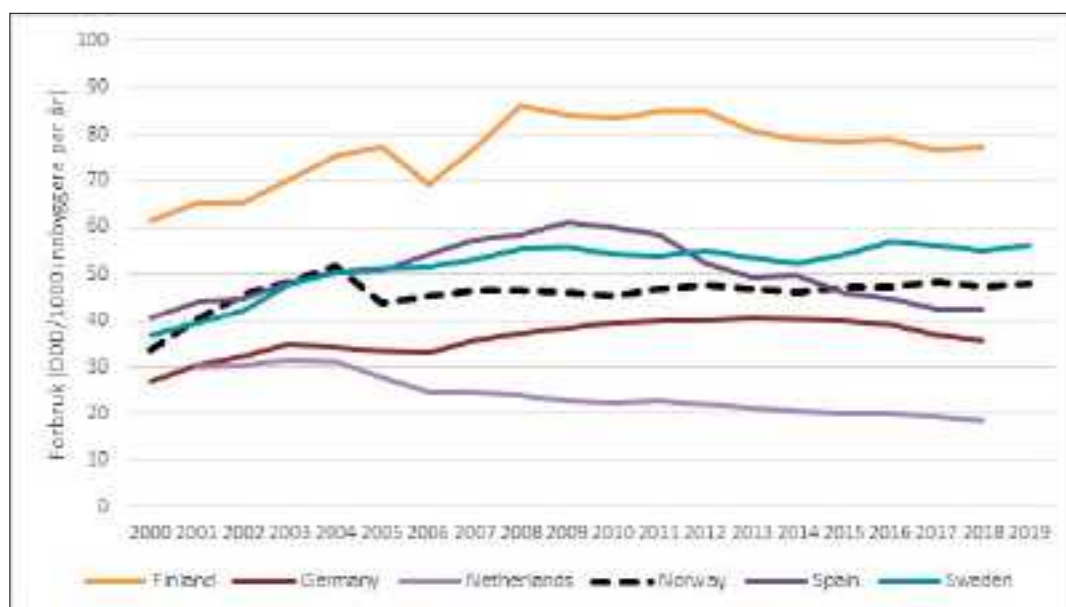
Tabell 1. De 35 mest solgte legemidlene (til humant bruk) i Norge i 2018.

ATC-kod	Aktivt stoff	mg/DDD	millioner DDD	kg solgt/år
N02BE01	Paracetamol	3000	84	252 850
A10BA02	Metformin	2000	29	58 287
M01AE01	Ibuprofen	1200	31	37 658
B01AC06	Acetylsalisylsyre	160	121	19 324
J01CE02	Fenoksymetylpenicillin	2 000	5	10 000
M01AE52	Naproxen	500	19	9500
C10AA05	Atorvastatin	20	173	3458
N02AX02	Tramadol	300	8	2400
A02BC02	Pantoprazol	40	54	2155
J01CA08	Pivmecillinam	600	3	1800
C10AA01	Simvastatin	30	60	1796
N02AJ06	Kodein	100	15	1500
A02BC05	Esomeprazol	30	48	1446
C09CA01	Losartan	50	28	1409
M01AB05	Diklofenak	100	11	1100
R06AE07	Cetirizine	10	67	670
C09CA06	Kandersartan	8	64	512
N05BA04	Oksazepam	50	9	450
M01AE52	Esomeprazol	20	19	380
N06AB10	Citalopram	10	38	379
N05CF01	Zopiklon	7,5	48	361
C08CA01	Amlodipin	5	65	327
H02AB06	Prednisolon	10	22	220
R06AX27	Desloratadin	5	43	216
R05DA01	Etylmorfin	50	3	150
C09AA05	Ramipril	3	58	144
A01AA01	Natriumfluorid	1,1	55	61
R01AA07	Xylometazolin	0,8	72	58
R03AC02	Salbutamol	0,8	23	18
C07AB02	Metoprolol	0,15	46	7
H03AA01	Levotyrosinnatrium	0,15	49	7
G03AA07	Levonorgestrel	0,1	45	5
R01AD09	Mometason	0,2	18	4
G03AA07	Etinyløstradiol	0,02	45	0,9
G03CA03	Østradiol	0,05	10	0,5

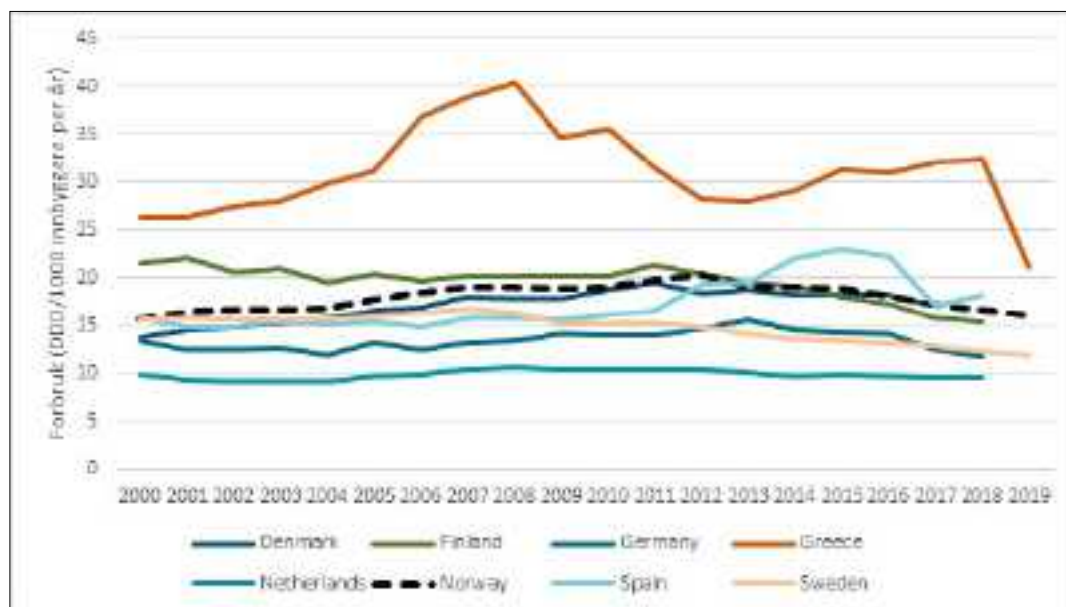
Figur 4-Figur 6 viser forbruket av ulike medisintyper i noen land i Europa (OECD, 2020). Figur 4 og Figur 5 viser forbruket av henholdsvis betennelseshemmende legemidler (blant annet diklofenak, ibuprofen og naproksen), antibiotika og diabetesmedisin. Forbruket av antibiotika har vært relativt konstant de siste årene i Norge, mens Figur 6 viser at forbruket av diabetesmedisin har økt kraftig de siste 20 årene.

Forbruket av antibiotika til humant bruk per innbygger i Norge er sammenlignbart med andre land i Europa. Sverige har ifølge statistikken klart å redusere mengden

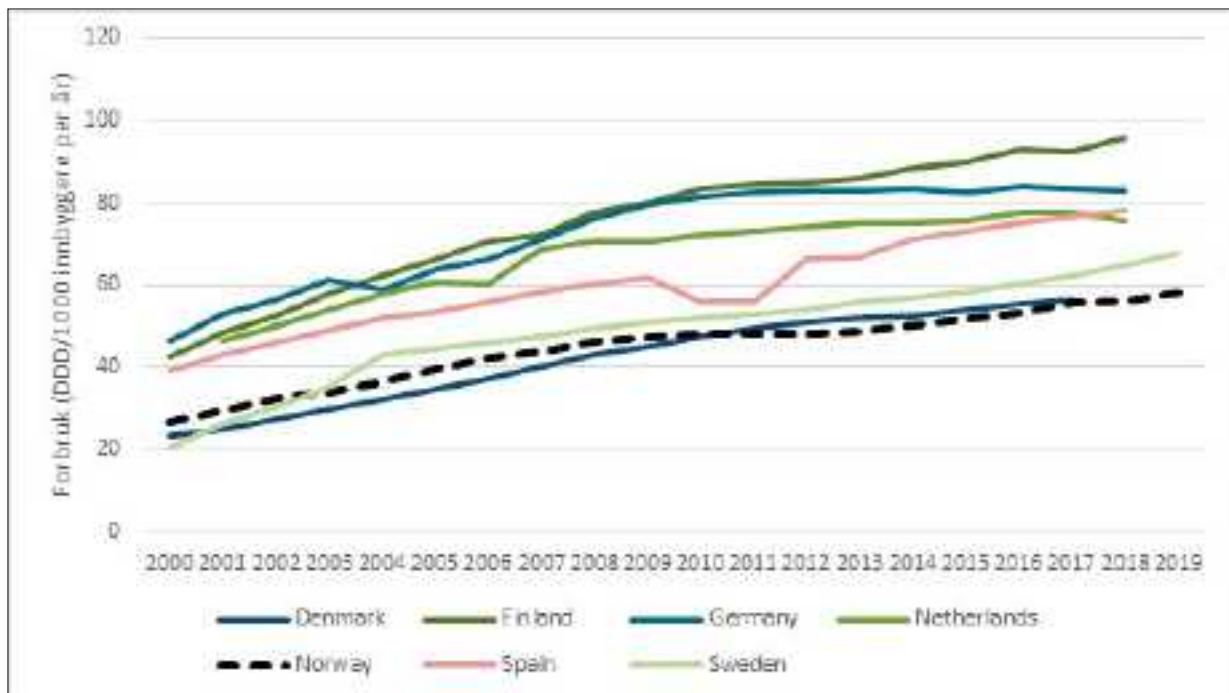
antibiotika til humant bruk signifikant sammenlignet med Norge (Figur 5). I 2019 ble det solgt 12 DDD/1000 innbyggere i Sverige sammenlignet med 16,2 i Norge, hvilket tilsvarer at Norge solgte 35 % mer antibiotika per innbygger enn Sverige i 2019. Legemiddelrester fra jord- og havbruk (veterinærmedisinske preparater) ender imidlertid normalt ikke opp i kommunalt avløp, og er derfor ikke vurdert i denne rapporten. Denne rapporten begrenses til å vurdere medisinske preparater som brukes av mennesker, enten i husholdninger eller på institusjoner. Narkotiske stoffer er heller ikke inkludert i studien.



Figur 4. Bruk av antiinflammatoriske legemidler (ATC-kode M01A) i europeiske land 2000-2019 (OECD, 2020).



Figur 5. Bruk av antibiotika (ATC-kode J10) til humant bruk i europeiske land 2000-2019 (OECD, 2020).



Figur 6. Bruk av diabetesmedisin (ATC-kode A10) i europeiske land 2000-2019 (OECD, 2020).

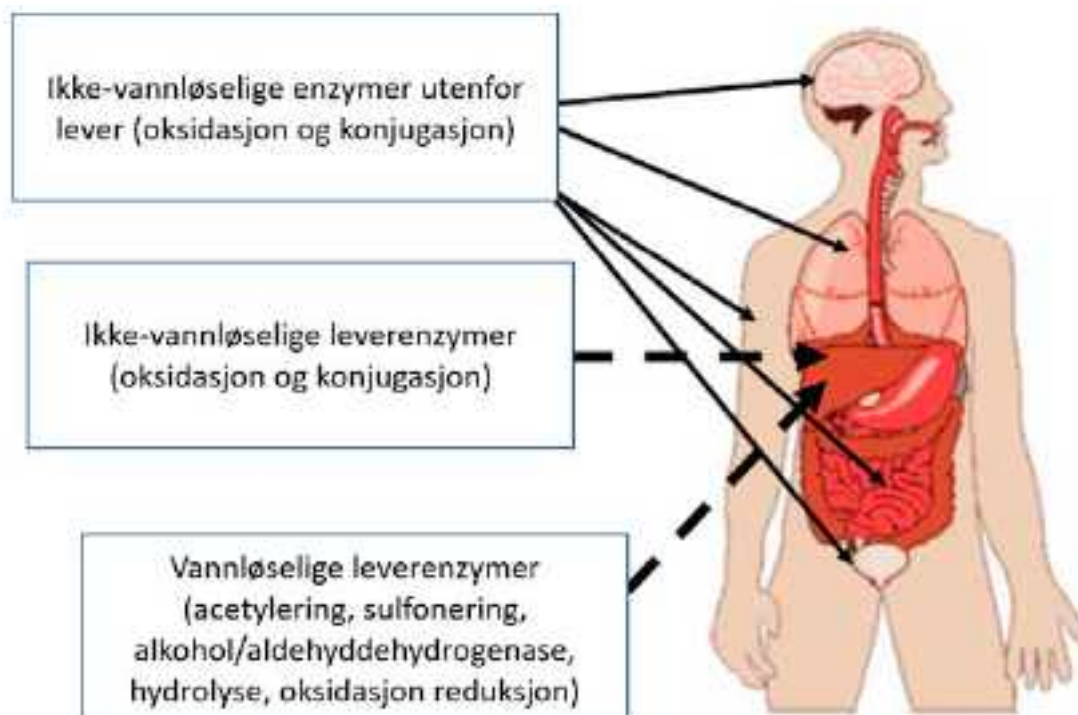
3.3. Egenskapene til ulike typer av legemidler

Legemidler er designet for å ha en spesifikk biologisk effekt på mennesker, og egenskapene avhenger av hvilken funksjon stoffene skal ha i kroppen. De må være tilstrekkelig kjemisk stabile (persistente) for å ikke brytes ned i kroppen før den ønskede effekten er oppnådd.

Legemidler er ofte syrer eller baser, som vil være dissosierte i ulik grad, avhengig av pH i vannet og det spesifikke stoffets pK_a -verdi. Disse stoffspesifikke egenskapene har betydning for opptak og transport over cellemembraner, og vil også påvirke skjebnen til stoffene i avløpsreseauet, bl.a. hvor mye som adsorberes til slampartikler. Ladete ioner vil f.eks. ha begrenset adsorpsjon til slampartikler.

Legemidlene blir i varierende grad omsatt og nedbrutt i kroppen, i prosesser som produserer ulike typer metabolitter. Legemidler og metabolitter oppfattes normalt som fremmede stoffer av kroppen, og kroppen kvitter seg med stoffene via urin eller galle. Vannløselige legemidler kan normalt fjernes direkte med urinen, mens lipofile legemidler normalt omdannes til vannløselige metabolitter før de fjernes med urin eller galle.

Metabolitter produseres blant annet via oksidasjon, reduksjon, acetylering, sulfonering eller desmetylering. En vanlig prosess for å fjerne legemidler fra kroppen er konjugasjon, som innebærer at kroppen danner molekyler som binder seg til stoffene som skal fjernes, for å gjøre dem mere vannløselige. De konjugerte stoffene kan deretter transporteres til nyrene for utskillelse via urinen. Hvor mye av et legemiddel som brytes ned til ulike metabolitter i kroppen varierer fra stoff til stoff. Generelt er metabolitter mindre biologisk aktive enn det opprinnelige stoffet. Men det er unntak, hvor omdanning i kroppen produserer metabolitter som er mer aktive/toksiske enn det opprinnelige legemidlet. Det er generelt mindre kunnskap om de metabolitter som dannes fra legemidler, enn om morsubstansene. Figur 7 viser en prinsippskisse over metabolismeprosesser i kroppen.



Figur 7. Metabolisme av legemidler i kroppen (figur fra Naturvårdsverket, 2008).

Toksisitet, persistens og hormonforstyrrende effekter varierer mellom ulike grupper av legemidler (ATC-grupper) og mellom individuelle legemidler. Avsnitt 3.3.1-3.3.6 nedenfor beskriver et utvalg av legemiddelgrupper som er mest aktuelle med hensyn på miljørisiko. Kapittel 5.1 beskriver metodikken for å vurdere miljørisikoen ved ulike stoffer.

3.3.1. Antibiotika, antimykotika og antimikrobiell resistens

Antibiotika og antimykotika er laget for å behandle ulike typer bakterielle- og soppinfeksjoner, og vil også kunne ha toksiske effekter i naturen. Flere antibiotika har vært med på EUs observasjonsliste over mulige miljøskadelige stoffer. Observasjonslisten fra 2015 inkluderte tre makrolide antibiotika; erytromycin, clarithromycin og azitromycin. Makrolide antibiotika bindes til bakterienes ribosomer og hindrer proteinsyntesen. I 2018 ble bredspektrum-antibiotikaene amoksisillin og ciprofloksacin lagt til listen. Observasjonslisten fra 2020 inkluderte tre bredspektrum-antibiotika, amoksisillin og ciprofloksacin (beholdt fra listen fra 2018) samt sulfametoxazol.

OECD (2018) har vurdert utfordringene knyttet til økt bruk av antibiotika og den urovekkende økningen i antimikrobiell resistens (AMR). Den urovekkende

utviklingen av "superbugs" påpekes å kunne få en enorm helse- og kostnadskonsekvens. AMR er derfor flyttet på toppen av helseagendaen i OECD-landene. Det påpekes at dette problemet kan løses, men krever aktive tiltak. OECD (2018) mener at man ved å satse ressurser til forebygging nå kan spare mange liv (~1,6 millioner menneskeliv i 2050) og økonomisk tap i fremtiden (~5,8 Milliarder USD/år). Det foreslås at det etableres et program som omfatter følgende fem punkter:

1. Fremme bedre hygiene på sykehus og helseinstitusjoner, inklusive håndvask.
2. Forvaltningsprogram som fremmer mer forsiktig bruk av antibiotika
3. Etablere raske tester som viser om sykdommer skyldes bakterier eller virus
4. Forsinke utskrivelse av resept på antibiotika til man er sikker på at det trengs
5. Massemediale kampanjer for å øke forståelsen av problemet

I Norge har fokus vært på pkt. 2 og 4 i listen over. Koronapandemien har vært en vekker i forhold til pkt. 1 og 5.

Å få kontroll på AMR må ifølge OECD prioriteres. Foreløpig er kunnskapen begrenset mht. kildene til AMR og hvilken risiko AMR innebærer i sammenheng med kommunalt avløpsvann. En rekke grunnleggende

FoU-prosjekter er under oppstart og er gjennomført. I FoU utført ved CARE (Centre for Antibiotic resistance Research) på Universitetet i Göteborg publiserer Krautner *et al*, (2021) data fra en undersøkelse av AMR i rensset og urensset vann fra Ryaverket og i avløpsvann fra Sahlgrenska Universitetssykehuset i Göteborg. Ryaverket har et poleringstrinn som fjerner alle bakterier i vannet, mens medisinerester og andre kjemikalier blir igjen i vannet. Forskerne undersøkte hvilken effekt avløpsvann fra sykehuset og fra Ryaverket hadde på bakterier i kontrollerte laboratorieforsøk. Resultatene var helt entydige:

- Bakterier som var følsomme for antibiotika ble umiddelbart drept av sykehusavløpet
- Bakterier som var resistente for flere ulike typer antibiotika, fortsatte å vokse
- Urenset avløpsvann inn til Ryaverket, hadde begrenset påvirkning på AMR
- Vannet som var rensset på Ryaverket fremmet ikke oppvekst av resistente bakterier

Forskerne konkluderte med at på tross av begrenset bruk av antibiotika i Sverige, er avløpsvann fra sykehus selektivt for multiresistente bakterier. De konkluderte med at det er behov for FoU for å forstå risikoen for spredning av AMR fra sykehusavløp og at det undersøkes nærmere om man trenger å fjerne årsaken til økt risiko (selektive antibiotika) og resistente bakterier i avløpsvann fra sykehus, m.a.o. foreta lokal rensing av sykehusavløp med ulike typer antibiotika og multiresistente bakterier.

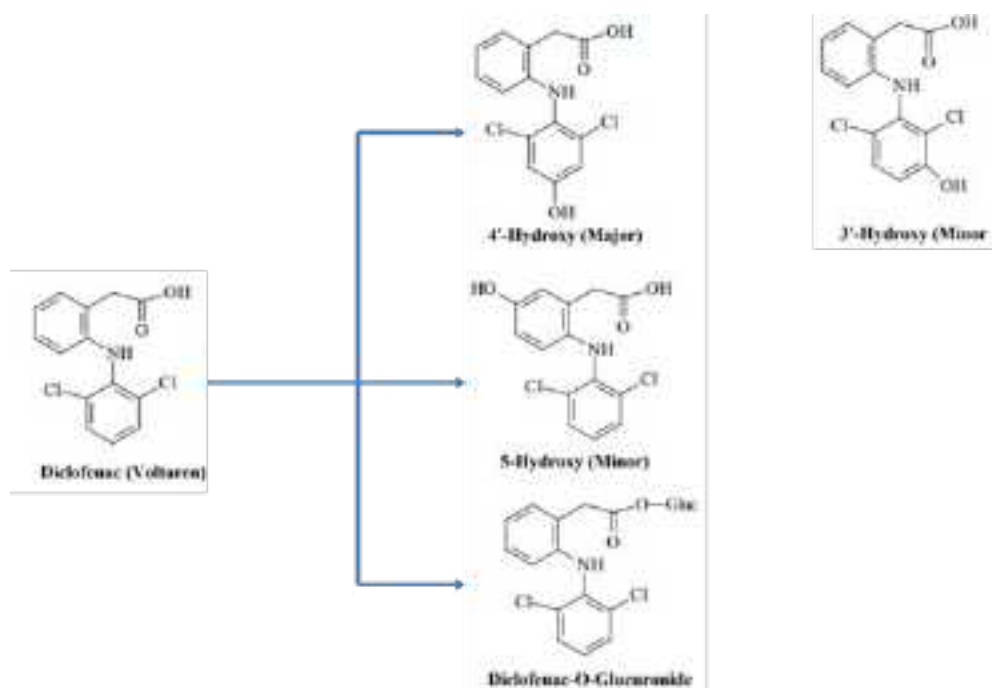
VKM (2020) er resultatet av oppdraget fra Mattilsynet og Miljødirektoratet om utvidelse av VKM (2009) om "Risikovurdering av slam til jordforbedring" til å inkludere en vurdering av effekten av behandlingsmetoder for avløpsvann og slam brukt i Norge på utvikling av bakterier som er resistente overfor antimikrobielle stoffer (AMR), spredning av antimikrobielle stoffer, spredning av antimikrobielle resistensgener (ARG) og drivere for utvikling av resistens (som antibiotika, soppdrepende midler, desinfeksjonsmidler, osv). Rapporten påpeker at eksponering til antimikrobielle stoffer er den viktigste pådriveren for utvikling og

spredning av AMR hos mikroorganismer, og at avløps-systemet kan være en slik driver. Det påpekes at det er særlig stor risiko at sykehus og farmasøytisk industri kan tilføre antimikrobielle medikamenter og medikamentrester til avløpsvannet, og dersom dette ledes til store avløpsrenseanlegg, vil ikke renseanlegget nødvendigvis sende ut større mengder av AMR eller ARG. Utslipp fra sykehus til mindre avløpsrenseanlegg kan derimot ha større innvirkning totalt. Nylig publiserte resultater (Schwermer *et al*, 2018 a,b,c) fra en studie av bakterie-populasjonene i avløpsvann fra VEAS (som mottar avløpsvann fra 5 større sykehus) og Bekkelaget renseanlegg (som ikke mottar avløpsvann fra sykehus) viser overraskende høye konsentrasjoner i urensset avløpsvann fra husholdninger. Det relative bidraget fra sykehusavløpet var av mindre betydning når det gjaldt tilførsel av resistente bakterier til renseanlegget. Renseprosessene medførte kraftig reduksjon av AMR. VKM (2020) påpeker at det er gjennomført svært lite arbeid innen dette området i Norge, og mht. slam der det er krav til hygienisering av slam før det kan benyttes til jordforbedring er det hittil ikke gjennomført noen studier som dokumenterer effekten av hygienisering mht. spredning av AMR og ARG.

3.3.2. Antiinflammatoriske midler

Til denne gruppen hører blant annet diklofenak, ibuprofen og naproksen - stoffer som er smerte-stillende, betennelsesdempende og har febernedssettende effekt. Det selges store mengder av denne typen av stoffer, og det er påvist toksiske effekter i naturen for flere stoffer i gruppen.

Diklofenak var inkludert i EUs observasjonsliste 2015-2020, og har blitt målt i flere norske screening-undersøkelser de siste årene. I kroppen dannes blant annet O-konjugasjoner av diklofenak, se Figur 8, som ender opp i avløpet. Når denne metabolitten kommer til avløpsrenseanlegget, kan konjugasjonen brytes, slik at det opprinnelige stoffet dannes på ny (Naturvårdsverket, 2008). Dette kan være en av forklaringene til hvorfor man kan måle høyere konsentrasjoner av stoffet i utløpet enn i innløpet til renseanlegget (i tillegg til blant annet matrikseffekter ved analyse, se kapittel 6.1).



Figur 8. Prinsipp for konjugasjon av diklofenak (Markey, 2006).

3.3.3. Antidepressive/beroligende midler

Flere stoffer i gruppen legemidler for behandling av lidelser knyttet til nervesystemet (ATC-gruppe N) er identifisert som mulig miljøskadelige. Det antidepressive midlet venlafaksin og dets metabolitt O-desmetylvenlafaksin er inkludert i EUs observasjonsliste 2020. Andre stoffer som er vurdert i denne studien er opioiden tramadol samt karbamazepin, oksazepam og citalopram, som brukes for behandling av ulike psykiske lidelser.

3.3.4. Blodtrykk- og hjertemedisiner

Metoprolol og propranolol tilhører gruppen betablokkere, som behandler hjertearytmier og senker blodtrykket. Metoprolol har vært inkludert i flere screeningundersøkelser i Norge og i mange internasjonale studier. Propranolol er identifisert å ha middels miljørisiko i det svenske miljøklassifiseringssystemet for legemidler (FASS, 2020). Kandesartan er en annen blodtrykksmedisin som har vært vurdert i forbindelse med miljørisikovurderinger, blant annet i Sveits og Danmark.

3.3.5. Diabetesmedisin

Dette er en gruppe av medisiner hvor bruket har økt betydelig siste 20 årene (jf. Figur 6). I 2018 var metformin, et legemiddel i denne gruppen, legemidlet med nest høyest salgstall (regnet som kg per år) i Norge (jf. Tabell 1). Metformin produseres i Norge, og har blant annet blitt målt i screeningundersøkelser de siste årene.

3.3.6. Hormoner

Både humane østrogener (f.eks. noretisteron, østradiol, østriol og progesteron) og syntetiske hormoner (f.eks. etinyløstradiol) kan ha hormonforstyrrende effekter i akvatisk miljø. Også fytoøstrogener (østrogener fra planteriket) kan ha hormonforstyrrende effekter. Fytoøstrogener forekommer i mat- og drikkevarer, som f.eks. øl. Hormoner kan påvirke vannlevende organismer ved veldig lave konsentrasjoner, og miljørisikoen ved forskjellige stoffer kan være høy, selv ved lavt forbruk.

Etinyløstradiol og østradiol er identifisert som potente østrogener (hormonhermere) med mulig miljørisiko. Disse stoffene var inkludert i EUs observasjonsliste fra 2015 til 2020, og har vært inkludert i flere screeningundersøkelser i Norge.

3.4. Prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i norsk avløpsvann

Avsnitt 3.4.1-3.4.10 gir en kort presentasjon av stoffgrupper som er definert som prioriterte stoffer i EUs vanddirektiv og vannregionspesifikke stoffer i Norge. Av de prioriterte stoffene er ikke plantevernmidler eller en del industrikjemikalier vurdert i dette prosjektet, da de normalt ikke forekommer i kommunalt avløpsvann. Tungmetaller og mikroplast er heller ikke inkludert.

I tillegg til de prioriterte og vannregionspesifikke stoffene blir store mengder av andre kjemikalier tilført kommunalt avløpsnett. Vaskemidler må ifølge EU-lovverk kun inneholde lett nedbrytbare tensider, men kan fortsatt inneholde tilsetningsstoffer som ikke er det. Stoffgrupper med stort forbruk og med tilsetningsstoffer som kan være skadelige, er blant annet forskjellige typer av hygiene-, solbeskyttelse og hårprodukter, samt kosmetikk og parfymen. Blant stoffer som kan være miljøskadelige er blant annet overflateaktive stoffer, mykgjørende stoffer, konserveringsmidler og antibakterielle stoffer, fargestoffer og UV-filter (i solkremer). En stoffgruppe som er identifisert som mulig miljøskadelig er syntetiske muskstoffer, som forekommer i diverse hygieneprodukter, vaskemidler og kosmetikk. I denne rapporten har det imidlertid ikke vært mulig å vurdere flere kategorier av stoffer enn utvalgte legemidler og utvalgte prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer.

3.4.1. PAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en samlebetegnelse for mange stoffer, gruppen kalles ofte tjærestoffer. De finnes i steinkulltjære og kreosot – og forekommer også naturlig i råolje. PAH dannes dessuten ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale, som trevirke. Stoffgruppen består av mange forskjellige organiske forbindelser som er bygget opp av to eller flere benzenringer. Giftigheten til de forskjellige PAH-forbindelsene varierer. Benzo[a]pyren er en av de giftigste PAH-ene.

Gjennom EUs kjemikalierregelverk REACH er åtte PAH-forbindelser strengt regulert i bildekk, en rekke forbrukerprodukter, leker og artikler til småbarn. Kreosotholdige treimpregneringsmidler inneholder PAH-forbindelser, og er forbudt i EU. EU vurderer også å innføre strengere krav til PAH-innholdet i gummigranulat til bruk i sportsanlegg og på lekeplasser, for å unngå uheldige helseeffekter.

3.4.2. Bromerte flammehemmere

Bromerte flammehemmere (PBDE) er en gruppe organiske stoffer med ca. 75 ulike strukturer. Disse

brukes i produkter for å gjøre dem mindre brannfarlige. Bromerte flammehemmere kan finnes i EE-produkter, i biler og andre typer transportmidler som fly, i isolasjonsmaterialer av plast (polystyren) og i tekstiler til madrasser, sengetøy, møbler og arbeidstøy.

Både i Norge og internasjonalt har det vært mest fokus på bromerte flammehemmere som produseres og brukes i store mengder, og som er skadelige for helse- og miljø.

Bromerte flammehemmere som HBCD, TBBPA, penta-, okta- og dekaBDE ble oppført på myndighetenes prioritetsliste i 1997. Målet var å kontinuerlig redusere utslipp og bruk i den hensikt å stanse utslippene innen 2020. Det jobbes aktivt med regulering og forbud av flere bromerte flammehemmere.

3.4.3. Klorparafiner

Produksjon av kortkjedete klorparafiner (SCCP) er forbudt, og det finnes ingen registrert bruk av dem i Norge etter 2004. Stoffene ble først og fremst brukt som myknere og brannhemmere. De kan finnes i gummi og PVC som brukes til produksjon av kabler, gulvbelegg, i tillegg til diverse forbrukerprodukter. I tillegg har de vært brukt i bygningsmaterialer som maling, fugemasser og gummilister i vinduer. Kortkjedete klorparafiner kan lekke ut fra gamle produkter som fortsatt er i bruk, og fra forurensede områder.

Mellomkjedete klorparafiner brukes lite i norsk produserte produkter, men finnes i importerte produkter. Stoffene brukes først og fremst som mykner og brannhemmer. De kan finnes i gummi og PVC som brukes til produksjon av kabler og gulvbelegg, i tillegg til i diverse forbrukerprodukter.

Klorparafiner er lite nedbrytbare, hoper seg opp i levende organismer, er giftige og har alvorlige langtidsvirkninger for helse- og miljø (er PBT-stoffer).

Klorparafiner transporteres over lange geografiske avstander med luft- og havstrømmer, og omfattes av en rekke globale og regionale avtaler som Stockholmkonvensjonen om POPer, Langtransport-konvensjonen (LRTAP) og Rotterdamkonvensjonen. Kortkjedete klorparafiner er forbudt gjennom EUs POP-forordning, og er i Norge tatt inn i produktforskriften kapittel 4.

3.4.4. Ftalater

Ftalater brukes hovedsakelig som myknere i plastprodukter. Stoffene slippes ut i miljøet med avløpsvann, eller direkte fra produkter under bruk. DEHP er den ftalat-forbindelsen som finnes igjen i flest miljøprøver. Ftalater i importerte ferdigprodukter antas å være den største kilden til utslipp.

DEHP, DBP, DIBP, BBP og DCHP står på kandidatlisten i EUs kjemikalierregelverk REACH, fordi de kan påvirke hormonsystemet hos mennesker, og DEHP er i tillegg hormonforstyrrende i miljøet. Det er flere forbud mot ftalater i EUs kjemikalierregelverk, REACH. I Norge er disse tatt inn i REACH-forskriften. Noen ftalater, blant annet DEHP, DBP og BBP, er forbudt gjennom kosmetikkforordningen. I Norge er dette tatt inn i forskrift om kosmetikk og kroppspfleieprodukter, jf. kapittel 2.5. DEHP, DBP, BBP og DIBP er forbudt i elektriske og elektroniske produkter gjennom RoHS-direktivet, i Norge er dette tatt inn i produktforskriften kapittel 2a. Flere ftalater, blant annet BBP, DEHP, DIBP, DBP og DPP, er i tillegg ført opp på EUs liste over stoffer med krav til godkjenning.

3.4.5. Alkylfenoler

Nonyl- og oktylfenoler og deres etoksilater er overflateaktive stoffer som egner seg godt i rengjøringsmidler og kosmetikk. Størstedelen av de registrerte utslippene i 2017 kom fra kommunalt slam, kloakk og renovasjon. Rengjøringsmidler antas å være en betydelig kilde, men også importerte produkter, som tekstiler og plastprodukter er en viktige kilder til disse utslippene.

Flere alkylfenoler har hormonforstyrrende effekter i miljøet.

I Europa er nonylfenoletoksilater forbudt i tekstiler som er beregnet på å vaskes i vann. Forbudet gjelder fra 2021 og vil hindre import av tekstiler med disse stoffene til Europa. Nonylfenoler og nonylfenoletoksilater er forbudt i flere produkter, blant annet i rengjøringsmidler og kosmetiske produkter. Flere alkylfenoler står også på kandidatlisten i EUs kjemikalierregelverk REACH.

Både nonylfenoletoksilater og oktylfenoletoksilat er i tillegg ført opp på EUs liste over stoffer med krav til godkjenning i forbindelse med REACH-regelverket. Nonylfenol og oktylfenol er oppført på listen over prioriterte stoffer under EUs vanndirektiv.

3.4.6. PFAS

Perfluorerte stoffer (PFAS-stoffer) danner vann-, fett- og smussavvisende overflater. Flere av enkeltforbindelsene er overflateaktive. De blir blant annet brukt til impregne-

ring av tekstiler, i matemballasje, i slippbelegg i stekepanner og kokekar og i skismøring. De benyttes også i gulvpolish og brannslukkingsskum. PFAS-stoffer er veldig stabile og brytes i liten grad helt ned. Globalt finnes det ca. 6330 ulike PFAS-stoffer. Flere PFAS-stoffer er oppført på norske myndigheters prioritetsliste: PFOS (fra 2002), PFOA (2007), C9-PFCA-C14-PFCA (2014), PFHxS (2017), PFBS (2019), PHxA (2020) og HFPO-DA (GenX) (2020). PFBS, PFHxS, PFOA, C9-C14 PFCA og HFPO-DA står på kandidatlisten i EUs kjemikalierregelverk REACH.

PFAS-er transporteres over lange geografiske avstander med luft- og havstrømmer, og globale og regionale avtaler er derfor viktige. Flere PFAS-er omfattes av internasjonale konvensjoner:

- PFOS og PFOA og stoffer som kan omdannes til PFOS og PFOA – krav om å eliminere bruk og utslipp gjennom Stockholmkonvensjonen om persistente organiske miljøgifter (POP-er). Disse er også definert som vannregionspesifikke stoffer i Norge i EUs vanndirektiv
- PFOS – krav om å redusere utslippene og å bruke beste tilgjengelige teknikker (BAT) gjennom POP-protokollen under langtransportkonvensjonen (LRTAP)

Det vurderes nå å liste PFHxS under Stockholmkonvensjonen, etter forslag fra Norge. PFAS er overflateaktive stoffer som adsorberes på overflater.

3.4.7. Dioksiner

Klorerte dioksiner og furaner dannes ved forbrenning og hører til de farligste miljøgiftene. Dioksiner og furaner er lite nedbrytbare, hopper seg opp i levende organismer, i næringskjeden, har alvorlige langtidsvirkninger for helse og er svært giftige i miljøet. Utslippene har gått kraftig ned, men stoffene finnes fortsatt i lave nivåer i miljøet. Stoffene er tungt nedbrytbare i naturen og finnes i miljøet selv mange år etter at utslippene er stanset. I 1995 var industrien den absolutt største utslippskilden, men disse utslippene har gått kraftig ned. I dag kommer de fleste utslippene fra diffuse kilder, som fyring i boliger og skips- og båttrafikk og dannes ved brann. Dioksiner forventes normalt ikke å være et problem i kommunalt avløpsvann.

Klorerte dioksiner og furaner transporteres over lange geografiske avstander med luft- og havstrømmer, og globale og regionale avtaler er derfor viktige. Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) omfattes av internasjonale konvensjoner som Stockholmkonvensjonen om persistente organiske miljøgifter (POP-er) og POP-protokollen

i langtransportkonvensjonen (LRTAP). PCDD og PCDF er også regulert gjennom EUs POPs-forordning, som i Norge er tatt inn i produktforskriften kapittel 4. Dioksiner er oppført på listen over prioriterte stoffer under EUs vanndirektiv, som er gjennomført i Norge i vannforskriften. Klorerte dioksiner og furaner ble oppført på norske myndigheters prioritetsliste da den ble opprettet i 1997.

3.4.8. Bisfenoler

Bisfenoler brukes først og fremst til å fremstille polykarbonatplast, men brukes også i for eksempel maling, lakk, lim og gulvbelegg.

I leketøydirektivet er det gitt en grense for utlekking av bisfenol A på 0,04 mg/l fra leker til barn under tre år, og for leker som det er meningen å putte i munnen. I regelverket for matkontaktmaterialer er bisfenol A også regulert på flere måter. Bisfenol A er i tillegg foreslått ført opp på EUs liste over stoffer med krav til autorisasjon i REACH-regelverket. I EU-kommisjonens forslag til revidert drikkevannsdirektiv er det foreslått en grenseverdi for bisfenol A på 0,01 µg/l drikkevann.

Det europeiske mattrygghetsorganet EFSA begynte i 2018 på en reevaluering av helseeffektene forbundet med bisfenol A i matvarer basert på nye vitenskapelige data. Denne forventes å være ferdig i løpet av 2020.

Andre bisfenoler, som bisfenol AF, bisfenol B, bisfenol BP, bisfenol F, bisfenol M og bisfenol S, kan tas i bruk som erstatning for bisfenol A etter hvert som det fases ut. Polykarbonatplast, som brukes i byggeprodukter, plastbeholdere for mat og drikke, elektroniske apparater og utstyr til biler, er den største kilden til bisfenol A.

Bisfenol A kan virke hormonforstyrrende på både dyr og mennesker. Det er også mistanke om at andre bisfenoler, som bisfenol AF, bisfenol B, bisfenol BP, bisfenol F, bisfenol M og bisfenol S, har liknende egenskaper. Bisfenol A brytes forholdsvis lett ned i vann og hoper seg ikke opp i særlig grad i organismer.

3.4.9. Siloksaner

Siloksaner brukes i industrien, tilsettes i drivstoff og finnes i en rekke produkter som kosmetikk, hygieneprodukter, bilvoks, rengjøringsmidler, maling, isolasjonsmaterialer og sement. Kosmetiske produkter som såpe, hudpleieprodukter, deodoranter og sminke antas å være den største kilden til utslipp av siloksaner i Norge. Det gjelder særlig D5, som også er det man finner mest av i de innsjøene som overvåkes.

De ringformede siloksanene oktametylsykladetrasiloksan (D4), dekametylsyklopentasiloksan (D5) og dodekametylsykloheksasiloksan (D6) har betenkelige miljøegenskaper. Stoffene er svært lite nedbrytbare i vann og sedimenter, og hoper seg svært lett opp i organismer. D5 og D6 kan også oppkonsentreres i næringskjeden. D4 kan ha uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet. Det er vist sterke effekter på dyreplanktonet *Daphnia magna*, i tillegg til effekter på virvelløse dyr i sediment. D4 er mistenkt for å kunne skade forplantningsevnen.

D4 og D5 er forbudt i personlige pleieprodukter som vaskes av ved vanlig bruk, som for eksempel sjampo, balsam og såpe gjennom REACH, vedlegg XVII post 70. I Norge er dette tatt inn i REACH-forskriften. D4, D5 og D6 står på kandidatlisten i EUs kjemikalierregelverk REACH. Det pågår nå en vurdering av flere kjedeformede siloksaner under kjemikalierregelverket REACH, for å avdekke om stoffene er miljøgifter. D5 og D4 ble oppført på norske myndigheters prioritetsliste i henholdsvis 2006 og 2013, mens D6 ble oppført i 2018. Kjedeformede siloksaner kan være erstatningsstoffer for de ringformede siloksanene som forbys.

3.4.10. PCB

Polyklorerte bifenyl (PCB) ble tidligere brukt i elektrisk utstyr, i bygningsmaterialer som mørteltilsetning, i isolerglasslim, fugemasse og i maling. PCB er forbudt, men kan fortsatt lekke ut fra gamle produkter, materialer og forurensede områder. PCB fraktes også med hav- og luftstrømmer.

Det finnes 209 forskjellige varianter av PCB. PCB-er er lite nedbrytbare, hoper seg opp i levende organismer, har alvorlige langtidsvirkninger for helse og er svært giftige i miljøet (PBT-stoffer). De høyeste nivåene finner vi gjerne i dyr høyt oppe i næringskjeden.

PCB transporteres over lange geografiske avstander med luft- og havstrømmer, og globale og regionale avtaler er derfor viktige. PCB omfattes av flere internasjonale konvensjoner som Stockholmkonvensjonen om persistente organiske miljøgifter (POP-er), POP-protokollen i langtransportkonvensjonen (LRTAP) og Rotterdamkonvensjonen. I Europa er PCB forbudt gjennom POPs-forordningen og i Norge er denne tatt inn i produktforskriften kapittel 4.

Flere PCB-forbindelser (de dioksinlignende) er oppført på listen over prioriterte stoffer under EUs vanndirektiv. I Norge er dette tatt inn i vannforskriften. PCB ble oppført på norske myndigheters prioritetsliste da den ble opprettet i 1997.

3.5. Valg av stoffer som studeres nærmere i denne studien

3.5.1. Legemidler

Tabell 2 oppsummerer stoffspesifikk miljøinformasjon om de legemidler som det er valgt å studere nærmere i denne rapporten. Det er blant valgt å inkludere flere legemidler med høye salgstall i Norge, jf. Tabell 1 i kapittel 3.2 og legemidler identifisert som mulige problemstoffer i gjennomførte miljørisikovurderinger, jf. kapittel 7. Stoffer med høye salgstall, men der miljørisikoen er vurdert som liten, er ikke inkludert i studien.

Stoffer med ulike funksjoner (fra forskjellige ATC-grupper) er valgt for å få et variert utvalg av legemidler. Noen stoffer som er eller har vært på EUs observasjonsliste er inkludert. To metabolitter er inkludert i miljørisikovurderingen. Stoffer der vi har eller kan bestemme terskelverdier for miljøeffekter er prioritert. Metodikk for bestemmelse av terskelverdier (PNEC) etc. er beskrevet i kap. 5.3.3 (Tabell 10).

Tabell 2. Stoffspesifikke egenskaper til legemidler som er vurdert (fra Direktoratgruppen for miljøklassifisering, 2018 og PubChem.ncbi.nlm.nih.gov).

Type legemiddel	Stoff	CAS-nr.	ATC-gruppe	Løselighet i vann (mg/l)	log Kow	pKa	Henrys konst. (atm·m ³ /mol)	PNEC (µg/l)	
								FV	SV
Anti-inflammatoriske	Diklofenak ²	15307-86-5	M01	2,37	4,51	4	4,7E-12	0,05	0,005
	Ibuprofen	15687-27-1	M01	21	3,97	4,85	1,5 E-7	1	0,1
	Naproxen	22204-53-1	M01	15,9	3,18	4,19	3,4E-10	6,2	0,62
Antibiotika	Sulfametoxazol ²	723-46-6	J01E	610	0,89	6,16	6,4E-13	0,12	0,012
	Trimetoprim ²	738-70-5	J01E	400	0,90		2,4E-14	0,0029	0,00029
	Ciprofloksacin ²	85721-33-1	J01M	36,0	0,28	6,09		0,12	0,012
	Clarithromycin	81103-11-9	J01F	1,69	3,16	8,99		0,13	0,013
Antimykotika	Flukonazol ²	86386-73-4	J02A	4363	0,50	12,71	1,0E-13	10	1
Opioid	Tramadol	27203-92-5	N02A	1151	1,34-3,01	13,8	1,5E-11	10	1
Antiepileptika	Karbamazepin	298-46-4	N03A	18,0	2,3-2,77	15,96	1,1 E-7	0,1	0,01
Psykoletika	Oksazepam	604-75-1	N05B	20	2,24	10,61	5,5E-10	0,0018	0,00018
Antidepressiver	Citalopram	59729-33-8	N06A	31,1	3,76		2,7E-11	1,1	0,11
	Venlafaksin ²	93413-69-5	N06A	267	3,20	14,42	2,0E-10	0,03	0,003
	O-desmetyl-venlafaksin ²	93413-62-8	Metabol.	3700	2,72		4,4E-15	0,03	0,003
Blodtrykksmedisin	Kandersartan	139481-59-7	C09	0,14	4,79-6,1		8,7E-19	100	10
	Metoprolol	37350-58-6	C07A	>1,0E+06	1,88-2,15	14,09	2,1E-11	62	6,2
Diabetesmedisin	Metformin	657-24-9	A10B	1,06E+06	-2,60	12,4	7,6E-16	780	78
	Guanylurea	141-83-3	Metabol.					780	78
Hormoner	Etinyløstradiol ²	57-63-6	G03	11,3	3,67	10,33	7,9E-12	0,000003	0,0000003
	Østradiol ²	50-28-2	G03	3,6	4,01	10,33	3,6E-11	0,00004	0,000004

¹ Basert på salgstall fra 2018 (NIVA, 2019); ² Har vært/er på EUs observasjonsliste; FV= ferskvann; SV= sjøvann

Tabell 3 viser de viktigste metabolittene for legemidlene i Tabell 2, samt hvor stor andel av det aktive legemidlet som forventes i uforandret form i avløpsvann etter forbruk. Konjugasjoner av legemidlene kan imidlertid omdannes til sin opprinnelige form i eller på veien til renseanlegget, noe som kan medføre at man får mer av morsubstansen (opprinnelig stoff) enn mengdene som ble tilført avløpet. Det er også eksempel på legemidler

som inneholder en lavere mengde aktivt stoff, men hvor mengden aktivt stoff øker via metabolismen. Informasjonen om metabolisme er usikker, og for å estimere konsentrasjonen i resipienten (PEC) i forbindelse med miljørisikovurderinger i kapittel 8.1 blir salgstallene brukt uten hensyn til ev. metabolisme. For de fleste stoffer vil dette tilsvare et «verste tilfelle»-scenario i miljørisikovurderingen.

Tabell 3. Metabolisme av legemidler i kroppen (Drugbank, 2020 og Nordisk Ministerråd, 2019) (metabolisme blir ikke hensyntatt i miljørisikovurderingen).

Stoff	Andel av morsubstans i avløp (%)	Metabolitter (ikke komplett)
Diklofenak	<1	4-hydroxy diklofenak
Ibuprofen	1-9	35% 2-carboxy ibuprofen og konjugasjoner 26% 2-hydroxy ibuprofen og konjugasjoner
Naproxen	10	60% konjugert naproxen 5% Odesmethylnaproxen 23% konjugert odesmethylnaproxen
Sulfametoxazol	25	N4-acetylt metabolitt
Trimetoprim	40-50	65 % demetylt 3'-metabolitter 35 % demetylt 4'-metabolitter
Ciprofloksacin	30-50	3-8 % oxoCiprofloksacin 3-8 % suloCiprofloksacin DesethyleneCiprofloksacin N-acetylCiprofloksacin
Clarithromycin	25	14-OH clarithromycin
Flukonazol	80	6,5 % glucuronidert metabolitt 2 % N-oksid metabolitt
Tramadol	29	20% Odesmethyltramadol, konjugert odesmethyltramadol 17% nortramadol 20% fri og konjugert odesmethylnortramadol
Karbamazepin	<1	karbamazepin-10,11-epoxide
Oksazepam	<1	61% oksazepam glukuronide <5% as hydroxylert oksazepam
Citalopram	20-30	Demethylcitalopram Didemethylcitalopram Citalopram N-oksid
Venlafaksin	5	29-48% O-desmethyl venlafaksin 0,2-7,4% norvenlafaksin 6-19% dinorvenlafaksin
Kandesartan	26	8% Odesmethyl-kandesartan,
Metoprolol	3	60% demetylt syrederivat (I) 10% oksidativ deaminert derivat (II) 10% alifatisk hydroksylert derivat (III)
Metformin	100	Ingen metabolisme
Etinyløstradiol	<1	Etinyløstradiol glukuronider
Østradiol	5,2-7,5	13-30% estrone glukuronid 2,6-10,1% hydroksyøstron 2,0-5,9% østriol 1,0-2,9% 16α-hydroksyøstron

3.5.2. Prioriterte og vannregionspesifikke stoffer

Det er valgt noen prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som er studert nærmere i dette prosjektet. Tabell 4 viser stoffspesifikke egenskaper til disse. Stoffene er kategorisert basert på vannløselighet, P_{ow} (oktanol-vann-fordelingskoeffisient), K_d (sorpsjonskoeffisient), K_a syrekonstanten og terskelverdier for toksisitet i hhv. ferskvann og sjøvann ($PNEC_{SV}$ og $PNEC_{FV}$). Det er det fokus fra blant annet EU og Miljødirektoratet å

begrense mengdene av disse stoffer i naturen, og det er kvalitetssikret miljørelatert informasjon og måledata tilgjengelig. Valg av stoffer er motivert i kapittel 1.1 (ikke tungmetaller, plantevernmidler og dioksiner i denne rapporten), og er stoffer som ofte er påvist i signifikante nivåer ved norske renseanlegg, jf. kapittel 6.3. Data oppgitt i Tabell 4 er offisielle data fra Direktoratgruppen for Vanndirektivet (2018).

Tabell 4. Stoffspesifikke egenskaper til prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som er vurdert.

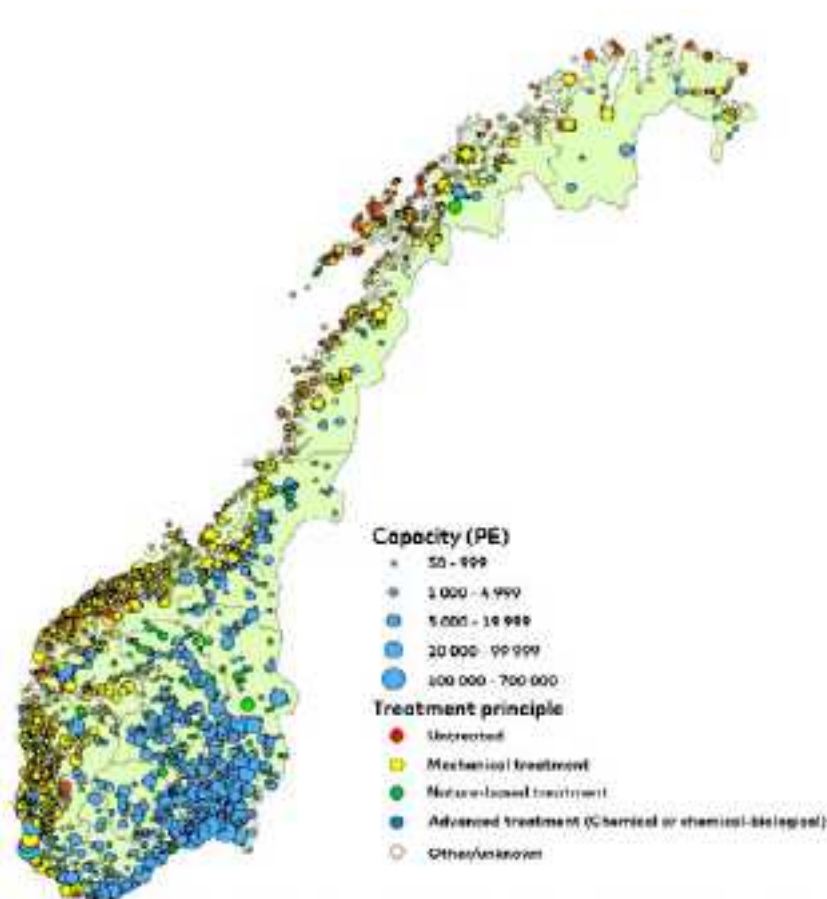
Stoffgruppe	Stoff	CAS-nr.	Vann-løselighet (mg/l)	log Pow	Log Kd	pKa	Henrys konst. (atm·m ³ /mol)	PNEC (AA-EQS) (µg/l)	
								FV ⁵	SV ⁶
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen ^{1,3}	120-12-7	0,0434	4,5	295	-	5,6 E-5	0,1	0,1
	Benzo(a)pyren ^{1,3}	50-32-8	0,00162	6,1	8318	-	4,6 E-7	1,7 E-4	1,7 E-4
	Fluoranten ^{1,3}	206-44-0	0,23	5,2	977	-	8,9 E-6	0,0063	0,0063
	Naftalen ¹	91-20-3	31	3,3	13	-	4,4 E-4	2	2
Brom. flamme-hemmere	BDE-99 ^{1,3}	60348-60-9	9,0 E-7	6,8		-	2,0 E-5	4,9 E-8	2,4 E-9
Ftalater	DEHP ^{1,3}	117-81-7	0,27	7,6	1650	-	2,7 E-7	1,3	1,3
Alkylfenoler	4-nonylfenol ^{1,3}	104-40-5	7	5,8	54	-	3,4 E-5	0,3	0,3
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA ^{1,2}	1763-23-1	0,0032	4,5	1,3	<1	4,1 E-4	9,1	9,1
	PFOS ¹	335-67-1	330	5,6	10	0,14	9,1 E-2	0,00065	0,00013
Bisfenoler	Bisfenol A ²	80-05-7	<1	3,3	7,2	8,5	4,0E-11	1,5	0,15
	TBBPA ²	79-94-7	0,171	4,8	497	-	2,0 E-7	0,25	0,25
Siloksaner	D5 ²	541-02-6	4,58 E-8	8,1	1500	-	3,3E+01	1,7	0,17
Polyklorerte bifenyl	PCB ⁷¹	1336-36-3	0,046 ⁴	6,6 ⁴	3211	-	9,1 E-5 ⁴	2,4 E-6 ⁴	2,4 E-6 ⁴

¹ Prioritert stoff i EUs vanndirektiv; ² Vannregionspesifikt prioritert stoff i EUs vanndirektiv; ³ Inkludert i stoffer som skal måles i foruren-singsforskriften, kapittel 11, vedlegg 2; ⁴ Gjennomsnitt for egenskaper til PCB-kongenene; ⁵FV=ferskvann, ⁶SV= sjøvann

4. Skjebne til legemidler og andre mikroforurensinger i norske renseanlegg

4.1. Generelt om avløpsrensing i Norge

Skjebnen til mikroforurensinger og legemidler (MF) i avløpsvannet vil blant annet avhenge av hvilke rensemetoder som benyttes i renseanlegget. Figur 9 viser en oversikt over kapasiteter og rensemetoder for norske renseanlegg (SSB, 2018).

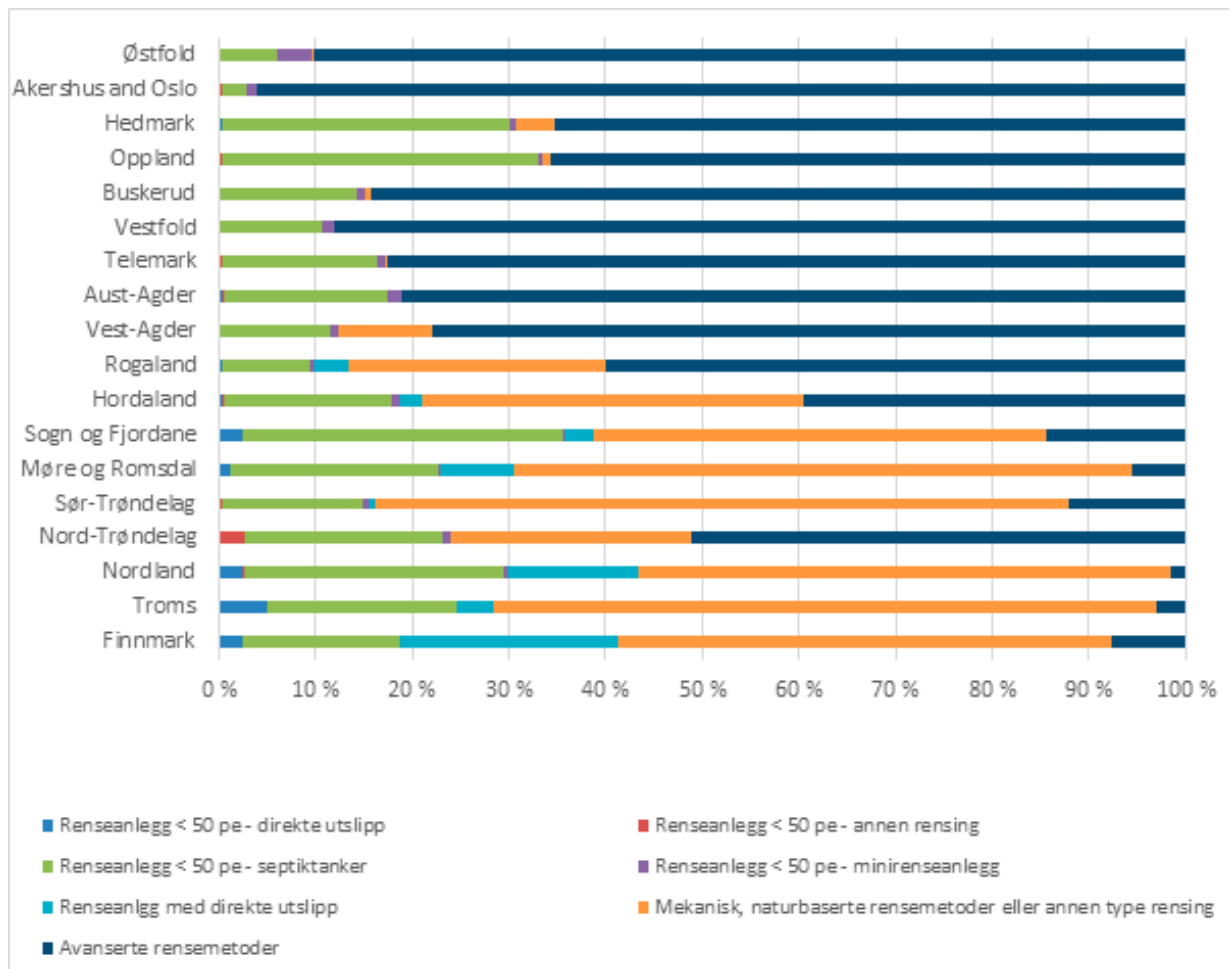


Figur 9. Oversikt over kapasiteter og renseprinsipper i Norge (fra SSB, 2018).

Figur 9 viser at avløpsvann slippes ut urensert til resipienten mange steder. Mekaniske rensemetoder i figuren tilsvarer oftest anlegg med slamavskiller eller sil, og gjelder f.eks. for anlegg med krav til blant annet 20 % SS-reduksjon. Anlegg med «avansert rensing» er enten anlegg med kjemisk rensing (disse anleggene har normalt krav til fosforfjerning og primærrensing), eller en kombinasjon av kjemisk og biologisk rensing (disse anleggene har normalt krav til fosforfjerning og sekundærrensing). Mange kjemiske renseanlegg vil trolig bygges ut med biologiske rensetrinn i fremtiden, når de etter hvert får sekundærrensekrav. Noen anlegg (i Nordre Follo, Oslo, Jessheim og Lillehammer) har krav til nitrogenfjerning. Det er planer om å innføre nitrogenfjer-

ning ved flere renseanlegg med utslipp til Oslofjorden i fremtiden. I de fleste renseanleggene skjer rensingen i tekniske installasjoner med maskinelt utstyr, men det er også anlegg som i hovedsak er basert på naturbaserte løsninger, f.eks. infiltrasjonsanlegg og våtmarkanlegg, jf. «naturbasert rensing» i Figur 9.

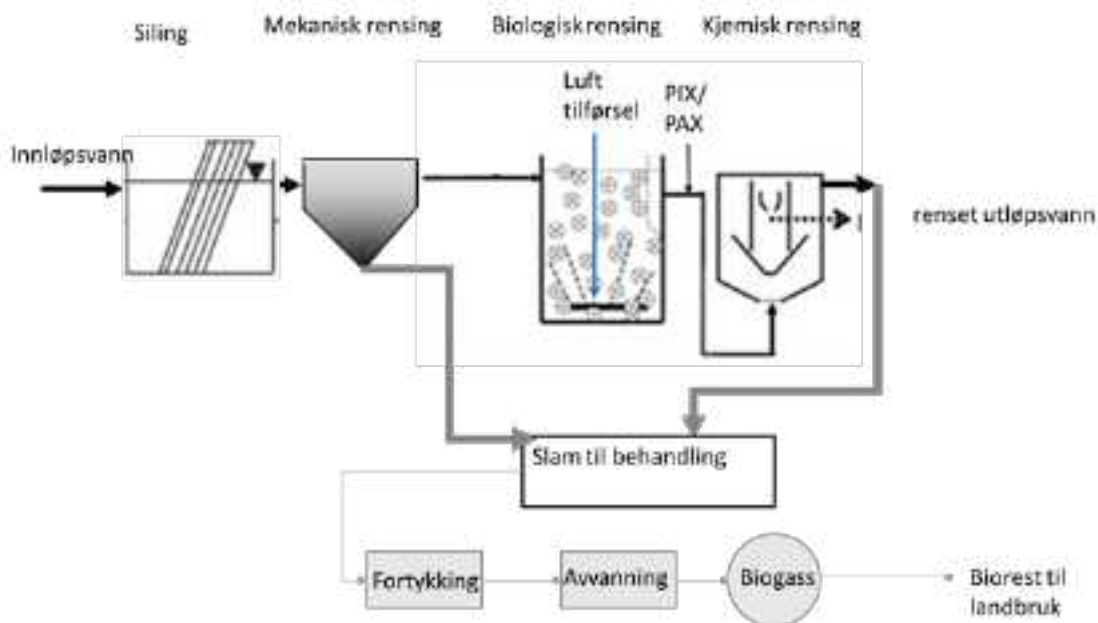
I Figur 10 vises hvordan tilknyttingen til renseanlegg med ulike renseprinsipper var fordelt på fylker i 2018. I nordligere fylker er det få som er tilknyttet anlegg med avanserte rensemetoder (kjemisk eller kjemisk-biologisk rensing). Andelen som er tilknyttet små renseanlegg er høyest i innlandet, og lavest i Oslo og Akershus.



Figur 10. Andelen innbyggere som er tilknyttet renseanlegg, sortert etter anleggsstørrelse og renseprinsipp (fra SSB, 2018).

Kommunale renseanlegg ble ikke utformet for å fjerne organiske MF. Renseprosessene ble utformet for å fjerne suspendert stoff, organisk stoff som forbruker oksygen og/eller næringsstoff som begrenser eutrofiering (algevekst) i vannmiljø. I ferskvann er normalt fosfor begrensende, mens i kystnære strøk (marint eller brakkvann) er nitrogen begrensende for algevekst. Internasjonalt har det i hovedsak vært satset på mekanisk og biologisk rensing med aktivslam-prosess. I sentrale EU-områder og i land rundt Østersjøen er nitrogenfjerning en sentral rensing. I Norge ble kjemisk rensing videreutviklet som en separat rensing, spesielt med tanke på fosforfjerning, og det fins mange anlegg med kjemiske rensing uten biologiske rensing. Det er også mange anlegg som har både kjemisk og biologisk rensing.

Et typisk norsk renseanlegg med kjemisk og biologisk rensing er vist i Figur 11. Dette anlegget har mekanisk rensing (illustrert med siling og sedimentering) etterfulgt av en MBBR-prosess (Moving Bed Biofilm Reactor) og kjemisk rensing (tilsats av kjemikalier etterfulgt av et flotasjonsanlegg (DAF=Dissolved Air Flotation)). Slam fjernes fra forbehandlingen og fra DAF-enheten. Slambehandlingen består typisk av fortykking, avanning og anaerob utrånning (biogassproduksjon). Kvalitetskrav ble tidlig stilt til slamm om skal benyttes til gjødsel. Gjødselsvareregelverket har i Norge hittil hatt søkelys på å hindre spredning av tungmetaller og parasitter i slam til jord (hygiene).



Figur 11. Skjematisk fremstilling av et norsk renseanlegg med mekanisk, biologisk og kjemisk rensing før utslipp av renset avløpsvann. Slambehandlingen inkluderer her hygienisering, avvanning av slammet og produksjon av biogass før gjenbruk til gjødsel.

4.2. Mekanismer for fjerning av MF i renseanlegg

Selv om anleggene ikke er utformet for å fjerne disse stoffene, vil organiske MF (inklusive legemidler) til en viss grad kunne fjernes fra vannfasen. Hvilke stoffer og mulig renseeffekt vil blant annet avhenge av renseprinsipp, driftsforhold, konsentrasjoner og MF iboende egenskaper.

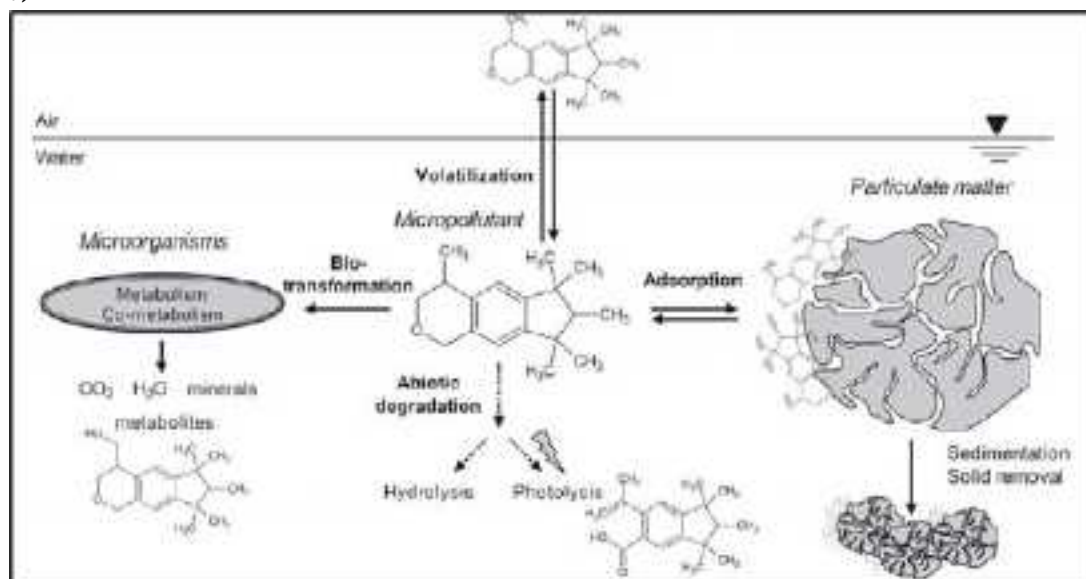
Hovedmekanismene for fjerning av MF i renseanlegg er illustrert i Figur 12 og inkluderer:

1. Adsorpsjon til partikulært materiale som fjernes (slam)
2. Biologisk nedbrytning (til metabolitter eller $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$)
3. Biologisk endring av MF (hydrolytisk eller fotolytisk)
4. Stripping/fordampning (tap av MF til luft)

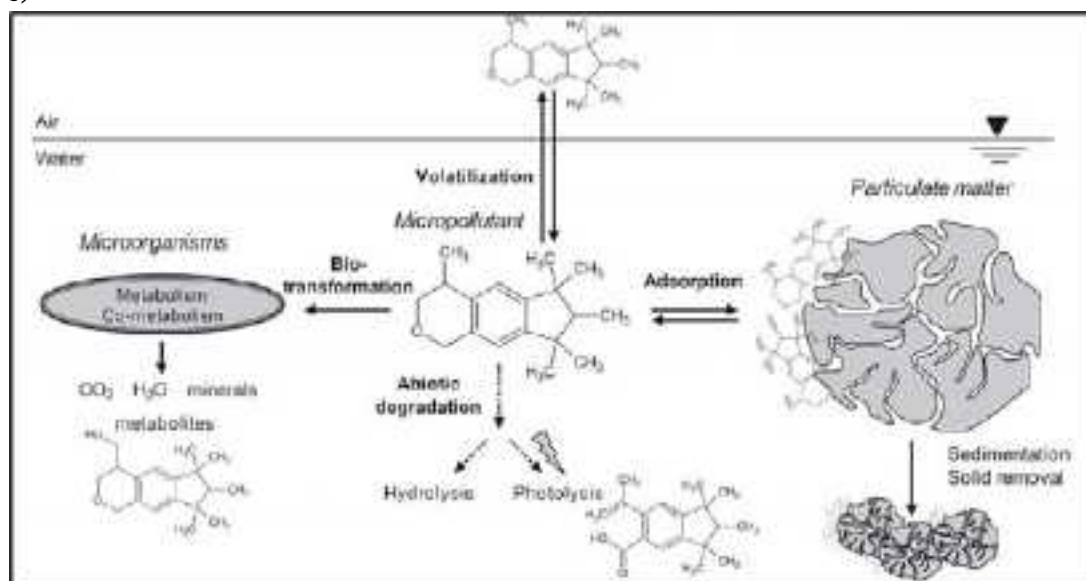
I Figur 12a er skjebnen til MF illustrert ved en polysyklisk muskforbindelse som 1) adsorberes til slam som sedimenterer og fjernes, 2) gjennomgår biologisk nedbrytning til metabolitter og fullstendig nedbrytning til CO_2 og vann (H_2O), 3) gjennomgår og abiotisk nedbrytning (hydrolytisk og fotolytisk) og 4) stripes av til luft pga. lufteprosessen i det aerobe biologiske rensetrinnet.

I Figur 12b illustreres adsorpsjonsprosessen for MF som ikke bare fjernes gjennom adsorpsjon til partikulært materiale, men også til kolloidale partikler ($1 \text{ nm} - 1 \mu\text{m}$), som normalt regnes som en del av "løst fraksjon". Adsorpsjon til løst eller kolloidalt materiale (DCM = Dissolved or Colloidal Matter) øker løseligheten av hydrofobe stoffer og kan begrense fjerningen hvis dette slammet ikke fjernes.

a)



b)



Figur 12 a) Hovedrensingsprinsipp for fjerning av MF i kommunale renseanlegg (eksempel polysyklisk muskstoff);
b) MF adsorpsjon til slam og på løst kolloidalt stoff (Fra Margot et al, 2015).

I kapittel 4.2.1-4.2.3 beskrives de viktigste mekanismene for fjerning av legemidler og andre mikroforurensinger ved kommunale renseanlegg (adsorpsjon, biologisk nedbryting og stripping).

4.2.1. Adsorpsjon

Adsorpsjonen som skjer på partikler i et kommunalt renseanlegg er illustrert i Figur 12b. Adsorpsjonsevnen bestemmes av stoffets n-oktanol/vann fordelingskoeffisient ($\log P_{ow}$ eller $\log K_{ow}$), syrekonstanten (pK_a), pH, vannløseligheten, konsentrasjonen, organisk andel av og

overflateladningen på suspendert stoff. Mesteparten av legemidlene er syrer og baser, og siden ioniserte former ikke adsorberer til suspendert stoff vil dissosiasjonskonstanten eller syrekonstanten (K_a) og pH ha stor betydning for absorpsjonsprosessen. For ikke ioniserte stoffer (de fleste prioriterte miljøgiftene) er erfaringen (Das *et al*, 2017) at:

- Adsorpsjonen er liten når $\log P_{ow} < 2,5$
- Adsorpsjonen er moderat når $\log P_{ow}$ 2,5 - 4 og
- Adsorpsjonen er høy når $\log P_{ow} > 4$.

Adsorpsjon av ikke-ioniserte MF til slam kan forventes å følge semiempiriske, lineære isotermer, som Freundlichs isoterm. For å modellere adsorpsjonen av MF i renseanlegg benyttes imidlertid oftest en enkel lineær modell som kobler likevektsskonsentrasjonen i løst og partikulær fase med en fordelingskoeffisient, K_d , f.eks. som i følgende ligning:

$$MF_{ads} = K_d \cdot SS \cdot MF_{løst}$$

der MF_{ads} er konsentrasjonen av stoffet som er adsorbert til slampartikler (g/l); SS er konsentrasjonen av suspendert stoff (g/l); $MF_{løst}$ er konsentrasjonen av stoffet i vannfasen (g/l) og K_d er adsorpsjons-konstanten (l/g SS)

Fordelingskoeffisienten mellom suspenderte partikler og vann, K_d , kan bestemmes eksperimentelt for ulike typer av partikler, f.eks. primærslam og bioslam. Hvis det ikke er målinger tilgjengelige kan K_d estimeres utfra korrelasjoner med K_{ow} , f.eks. som i følgende ligning for bioslam (Matter-Muller *et al*, 1980):

$$\log K_d = 0,67 \cdot \log P_{ow} + 0,39$$

Adsorpsjonen til partikler kan korreleres til det organiske innholdet i partiklene. K_{oc} er en normalisert versjon av K_d som uttrykker hvordan et stoff fordeles mellom vannfasen og det organiske innholdet i slammet, f_{oc} (fraksjon organisk stoff):

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

K_d beskriver altså fordelingen mellom partikulær og løst fase ved likevekt. Typisk oppnås likevekt for adsorpsjon av MF til slam etter ca. 24 timer, hvor ca. 90 % av adsorpsjonen skjer i løpet av en times tid (Das *et al*, 2017).

Jones *et al* (2002) studerte 25 ulike reseptbelagte legemidler og bestemte følgende sammenheng:

$$K_d = f_{oc} \times 0,41 \times P_{ow}$$

I Miljødirektoratets veiledninger for miljørisikovurdering av 1) forurenset grunn (Vik *et al*, 1999) og 2) sedimenter (Breedveld *et al*, 2005) benyttes rapporterte K_{oc} -verdier for organiske MF. Datagrunnlaget baseres på 1 % totalt organisk karbon (TOC), dvs. $f_{oc} = 0,01$. Dersom innhold av organisk stoff avviker fra dette, bør K_d justeres. Slam i kommunale renseanlegg har signifikant høyere innhold av TOC enn 1 %.

4.2.2. Biologisk nedbrytning

Biologisk nedbrytning og biotransformasjon, se Figur 12a, er ofte lite effektiv for komplekse MF. Typisk er nedbrytning av aromatiske forbindelser med >1 benzenring og/eller klor- og nitrogengrupper lav. Konsentrasjonen av MF er lav, og biomassen i biologiske renseanlegg er pga. lave konsentrasjoner av MF, ikke adaptert til å fjerne MF, og i tillegg har mange MF lav nedbrytning.

Noen MF er biologisk nedbrytbare, men hvor mye som kan brytes ned i biologiske renseanlegg varierer. Det kan være nødvendig at organismer er adaptert til de aktuelle stoffene for at de skal kunne brytes ned. Hvor mye som brytes ned av et stoff kan blant annet variere med stoffets egenskaper, slamalder, hydraulisk oppholdstid, pH, temperatur, om anlegget har nitrogenfjerning og om prosessen er en aktivslam- eller en biofilmprosess. I tillegg til å brytes ned biologisk vil MF kunne adsorbere til de hydrofobe lipidene i mikroorganismenes cellemembraner. Hvor mye av et stoff som adsorberes vil blant annet være avhengig av slamkonsentrasjonen og slamalderen ved anlegget. Ved lave konsentrasjoner av løst MF kan kinetikken for bionedbrytbarhet beskrives som en 1. ordens reaksjon:

Biologisk nedbrytningshastighet

$$(g_{MF}/l \cdot h) = k_{bio} \cdot SS \cdot MF_{løst}$$

- k_{bio} er hastighetskonstanten for den biologiske nedbrytningen (l/g SS -h)
- SS er konsentrasjonen av suspendert stoff (g SS /l)
- $MF_{løst}$ er konsentrasjonen av stoffet i vannfasen (g MF /l)

k_{bio} kan blant annet påvirkes av slamalder, hydraulisk oppholdstid, pH og temperatur.

Nedbrytningshastigheten kan også påvirkes av om de biologiske prosessene skjer i suspendert slam (aktivslam) eller i biofilmprosesser (f.eks. MBBR-prosesser).

Stoffer med $k_{bio} \leq 0,0042$ L/g SS /t fjernes normalt ikke i signifikant grad i biologiske renseanlegg (<20%), og effektiviteten varierer mye. For stoffer med $k_{bio} > 0,4$ L/

g_{ss}/t , vil biotransformasjonen normalt være > 90%, men skjebnen til metabolittene er ikke alltid kjent. MF forekommer ofte i så lave konsentrasjoner at spesialiserte mikroorganismer sjelden forekommer. For > 90 % av MF som kommer inn i kommunale biologiske renseanlegg er biotransformasjonen liten. Abiotisk nedbrytning regnes ikke som en viktig prosess for fjerning av legemidler og har kun vist seg å ha effekt på noen antibiotika inkludert f.eks. β -lactam, macrolide og tetracyclin.

4.2.3. Stripping

Anlegg med biologiske prosesser vil ha luftede volumer, hvor flyktige MF vil kunne strippe av. Dette er ikke spesielt viktig for legemidler, men vil kunne være en betydelig mekanisme for fjerning av løsningsmidler og andre flyktige stoffer.

Stripping/fordampning av organiske MF kan forekomme i kommunale renseanlegg. Effektiviteten avhenger av

Henrys konstant (H) og driftsbetingelsene (effektivitet på lufting, kontakttid, mengde luft, temperatur og trykk). Dette regnes ikke som en rensemetode da luften normalt ikke renses ytterligere. Flyktigheten til de fleste MF i vanlige rensetrinn i kommunale renseanlegg regnes å være neglisjerbar pga. meget lav Henrys konstant ($<10^{-5}$ atm-m³/mol) (Das *et al*, 2017). Byrns (2001) studerte MF med svært ulike egenskaper og konkluderte med at hvis $H < 10^{-3}$ atm-m³/mol, var flyktighet ikke relevant i kommunale renseanlegg.

Konsentrasjonen av flyktige stoffer i luft i likevekt med vann følger følgende ligning:

$$C_a = K_H \times C_w$$

C_a = konsentrasjonen i luft

C_w = konsentrasjonen i vann

$K_H = H / (R \times T)$ [dimensjonsløs]

4.3. Fjerning av MF i ulike typer av renseprosesser og renseanlegg

Skjebnen til legemidler og andre MF i renseanlegg avgjøres hovedsakelig av følgende:

- Stoffets adsorpsjonsevne til suspendert stoff, samt fjerningen av suspendert og kolloidalt stoff ved anlegget
- Stoffets evne til å brytes ned biologisk (gjelder for biologiske renseanlegg)
- Stripping av flyktige forbindelser, e.g. benzen, løsemidler (strippingen vil være størst i biologiske renseanlegg med luftede bassenger)

Tabell 5 oppsummerer forventet skjebne til MF i norske kommunale renseanlegg. De store renseanleggene har kjemiske-biologiske løsninger.

Tabell 5. Sammenstilling av renseprosesser og skjebner for MF i norske renseanlegg

Anleggstype	Viktigste skjebne for MF i avløpsrenseanlegget
Mekaniske renseanlegg	Begrenset fjerning av MF. Mesteparten av MF inn på anlegget vil passere renseanlegget og gå urensset til resipient.
Kjemiske renseanlegg	Hydrofobe stoffer med lav løselighet i vann kan fjernes via adsorpsjon til slam. Også kolloidale partikler kan fjernes med kjemisk felling, og dermed kan også stoffer knyttet til kolloidalt stoff fjernes.
Kjemiske-biologiske renseanlegg	Hydrofobe stoffer kan fjernes med slammet, biologisk nedbrytbare stoffer kan brytes ned og flyktige stoffet fordampe. Liten grad av fordampning og biologisk nedbrytning forventes imidlertid for de fleste MF.
Slambehandling	Biologisk nedbrytbare stoffer kan brytes ned ved aerob eller anaerob stabilisering, flyktige stoffer kan fordampe.

4.3.1. Mekaniske renseanlegg

Ved mekanisk rensing vil fjerningen av MF hovedsakelig skje via adsorpsjon til partiklene som fjernes ved anlegget. MF kan derved fjernes med slammet i et primærseparasjonstrinn og adsorpsjonen skjer hovedsakelig via hydrofobe bindinger mellom MF og fett- og lipidmolekyler i suspendert stoff. For MF med positiv ladning kan adsorpsjonen også skje til den negativt ladede overflaten på partiklene.

Effektiviteten mht. adsorpsjon av MF avhenger av stoffenes egenskaper og konsentrasjoner (blant annet om stoffet er løst eller dispergert, samt av hvor mye suspendert stoff som fjernes. For mekaniske renseanlegg med sil eller slamavskiller, og med krav til ca. 20 % SS-reduksjon, vil en begrenset mengde MF fjernes. I mekaniske rensetrinn hvor en større andel av partiklene fjernes, vil man kunne fjerne en større andel av MF som er adsorbert til partikler i avløpet.

For ekstremt hydrofobe forbindelser kan man muligvis få en ganske god fjerning hvis anlegget har forbehandling i fettfang. Dette forutsetter at fettfanget fungerer godt. Det gjelder også for kjemiske og kjemiske-biologiske renseanlegg, som normalt har forbehandling i fettfang.

Renseanlegg med mekanisk rensing er vanlige ved Nordsjøkysten, hvor resipienten ikke er vurdert som følsom for utslipp av organisk stoff, fosfor og nitrogen.

4.3.2. Kjemiske renseanlegg

Kjemiske renseanlegg er dimensjonert for å fjerne fosfor og suspendert stoff fra avløpsvannet. I tillegg til å felle ut løst fosfor, vil fellingskjemikaliene også bidra til å danne fnokker av ikke sedimenterbare/kolloidale partikler, som kan separeres i et etterfølgende separasjonstrinn og fjernes med slammet.

Anleggene kan f.eks. være primærfellingsanlegg, hvor kjemikalier doseres til avløpet etter et forbehandlings-

trinn. En annen konfigurasjon for kjemiske renseanlegg er sekundærfelling, hvor det kjemiske rensetrinnet er plassert etter et mekanisk rensetrinn (f.eks. sedimentering).

I kjemiske renseanlegg vil fjerningen av MF hovedsakelig være knyttet til partikkelfjerning. I tillegg til å fjerne MF som er adsorbert til sedimenterbare partikler i innkommende avløp, kan MF som er adsorbert til kolloidale partikler også fjernes etter det kjemiske fellingstrinnet. Overflaten for de kolloidale partiklene kan være stor, selv om de står for en liten del av den totale partikkelmengden i avløpet (<10 vektprosent). Det innebærer at de kolloidale partiklene har en høy spesifikk adsorpsjonskapasitet. Hvor mye av MF som kan fjernes i kjemiske renseanlegg avhenger av egenskapene til stoffene, samt hvor effektiv partikkelfjerningen er.

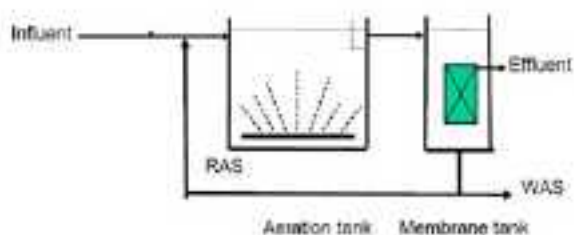
På tilsvarende måte som K_d uttrykker andelen av et stoff som adsorberer til suspendert stoff, kan man uttrykke andelen som adsorberer til kolloidalt stoff som $K_{c,oc}$. Det er imidlertid ingen standardiserte metoder for å måle mengden kolloide partikler i avløpsvann, og det er begrenset med litteratur som beskriver adsorpsjonsprosessen til kolloidale partikler i avløpsvann. Kolloidale partikler er ofte definert som partikler med diameter fra 1 nm-1 µm og regnes som en del av løst fraksjon.

4.3.3. Biologiske renseanlegg

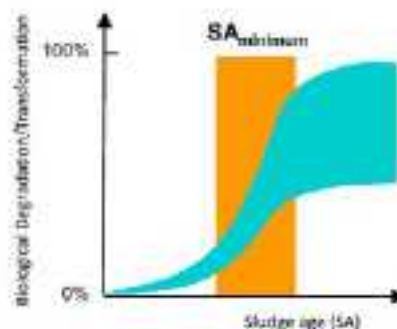
MF fjernes i biologiske renseanlegg både ved biologisk nedbrytning og ved adsorpsjon til slam som fjernes fra prosessen, se Figur 11 og Figur 12a og b.

Konvensjonelle aktivslamanlegg

Den konvensjonelle aktivslamprosessen er den klart mest brukte biologiske renseprosessen på verdensbasis. Figur 13 viser en prinsippskisse av hvordan prosessen fungerer. De biologiske prosessene skjer hovedsakelig i et biologisk slam som holdes i suspensjon i prosessen ved lufting, illustrert ved luftetanken (aeration tank).



Figur 13. Prinsippskisse av en konvensjonell aktivslam-prosess.

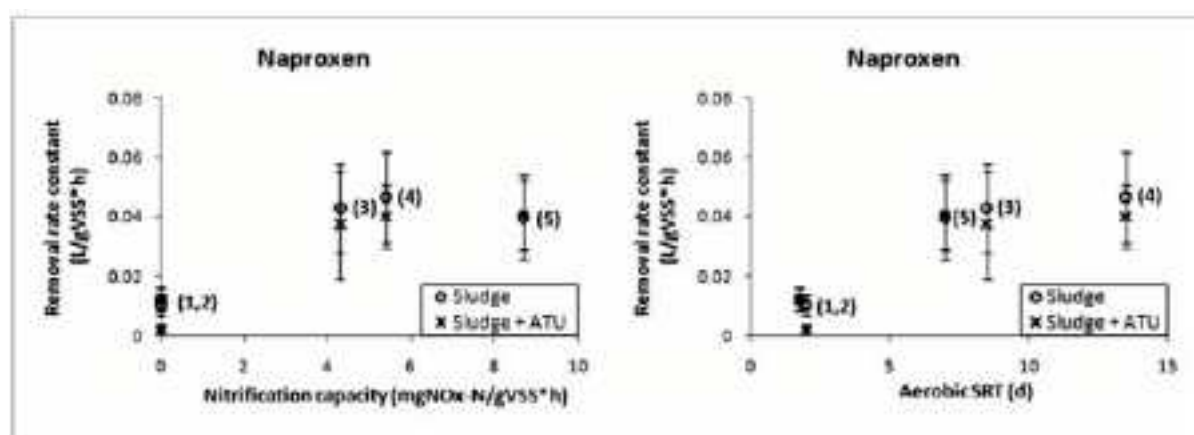


Figur 14. Nedbrytningen av et stoff er avhengig av slamalderen (fra Siegrist og Joss, 2012).

Separasjonen av det biologiske slammet skjer vanligvis i et sedimenteringsbasseng hvor man oppkonsentrerer slammet og pumper det i retur til aktivslamvolumet (RAS i Figur 13). Man vil alltid ha en netto produksjon av biologisk slam, og dette må tas ut av prosessen som overskuddsslam (WAS i Figur 13). Driftsparametere som slamalder (oppholdstid for det biologiske slammet i luftetrinnet) og hydraulisk oppholdstid vil påvirke hvor mye av et stoff som brytes ned i renseanlegget. Lang slamalder kan gi muligheter for mer diversifisert mikrobiologi og dermed organismer som kan bryte ned MF, jf. Figur 14.

Anlegg med nitrogenfjerning har lang slamalder, og vil dermed kunne ha mulighet til å fjerne mer av tyngre

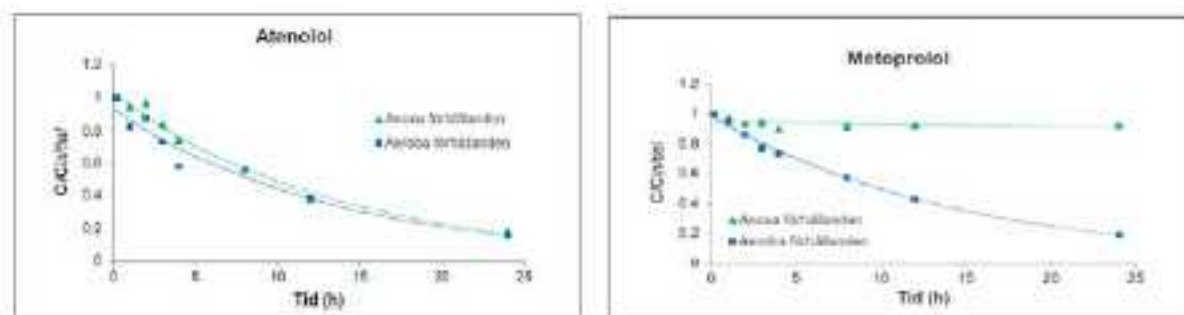
biologisk nedbrytbare stoffer. I litteraturen forekommer dessuten hypoteser om at noen MF kan brytes ned effektivt i nitrifikasjonstrinnet, pga. spesielle enzymer til de ammoniumoksidende bakteriene. I en svensk studie fra 2012 testet man denne hypotesen, men resultatene viste ikke at nitrifikasjonsbakteriene påvirket nedbrytningen av noen av stoffene som ble undersøkt. Derimot hadde slamalderen betydning for nedbrytningen av noen av stoffene som ble testet. Figur 15 viser målt fjerning av naproxen i aktivslam fra noen svenske renseanlegg (Falås *et al.*, 2012). Til halvparten av testene ble det tilsatt ATU, som er et middel for selektiv hemming av nitrifikasjonsbakterienes aktivitet.



Figur 15. Nedbrytningshastighet for naproxen i 5 svenske biologiske renseanlegg som funksjon av nitrifikasjonshastighet (til venstre) og aerob slamalder (til høyre). Sludge (o) viser nedbrytningshastigheten med nitrifikasjon og Sludge + ATU (x) er uten nitrifikasjon (nitrifikasjonen er inhibert ved tilsatt av ATU) (fra Falås *et al.*, 2012).

I denitrifikasjonstrinnet i anlegg med nitrogenfjerning har bakteriene tilgang til nitrat (anoksiske forhold), men ikke oksygen. Dette har vist seg å påvirke nedbrytningen av noen stoffer. Figur 16 viser f.eks. at nedbrytningen av

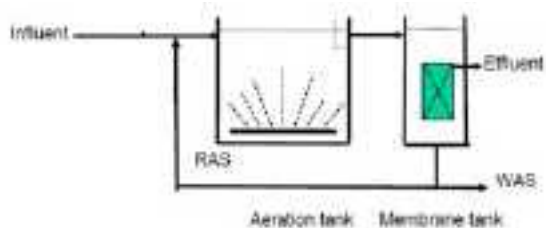
legemidlet atenolol skjer like raskt i aerobe som anoksiske forhold, mens metoprolol ikke brytes ned i anoksiske forhold (Falås *et al.*, 2013).



Figur 16. Nedbrytning av atenolol (til venstre) og metoprolol (til høyre) ved satsvise forsøk med aktivslam under anoksiske og aerobe forhold (fra Falås *et al.* (2013)).

MBR-anlegg

MBR-prosessen er en modifikasjon av aktivslamprosessen, som bruker membraner til sluttseparasjon. Det er ingen fullskala MBR-prosesser ved norske kommunale rensesanlegg. Figur 17 viser en prinsippskisse av en MBR-prosess.



Figur 17. Prinsippskisse av en MBR-reaktor.

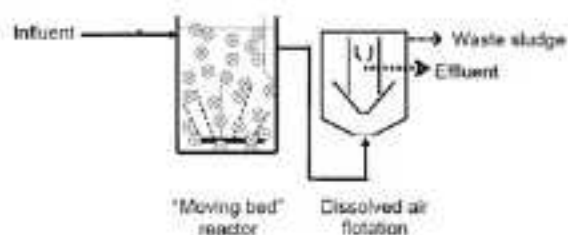
I prosessen kan man oppnå lang slamalder, som kan være positivt for den biologiske nedbrytningen av MF. I MBR-prosesser er det normalt høy slamkonsentrasjon og små slamflokner, noe som gir et høyt overflateareal, og dermed større potensiale for adsorpsjon av MF enn konvensjonelle aktivslamanlegg og biofilmprosesser. Renset vann har svært lite suspendert stoff, og adsorberte MF vil altså fjernes mer effektivt enn i rensesanlegg med f.eks. sedimentering eller flotasjon. I følge Guillosou (2020) kan fjerningen av flere typer av MF forventes å forbedres med 10-20 % sammenlignet med konvensjonelt aktivslam.

Biofilmanlegg

MBBR (Moving Bed BioReactor) er den dominerende biofilmprosessen i norske rensesanlegg i dag. Det finnes også en rekke andre typer av biofilmprosesser i Norge, blant annet tradisjonelle rislefilter/biofilter og biorotoranlegg, men disse regnes ofte som utdaterte, pga. stort plassbehov, driftsproblemer, etc. Andre prosesser som kan nevnes er BAF-prosessen (Biological Aerated Filter), som blant annet finnes på VEAS. BAF-prosesser består av filtre som er fylt med bæremedium (sand, Leca-kuler, polystyrene-kuler, etc.). BAF kan være både oppstrøms- og nedstrøms filtre, og må periodevis tilbakespyles på samme måte som sandfiltre. MBBR-prosessen blir beskrevet nærmere i dette kapittelet, men prinsippene kan forventes å gjelde også for BAF-prosessen.

I MBBR-prosessen vokser biomassen på plastbærere som holdes svevende i reaktoren ved hjelp av lufting i aerobe bassenger eller ved mekanisk omrøring i anoksiske og anaerobe bassenger. Figur 18 viser en prinsippskisse av prosessen. Biofilmbærerne hindres i å forlate reaktoren sammen med vannet ved en silanordning på utløpet av reaktoren. Biofilmbærerne har

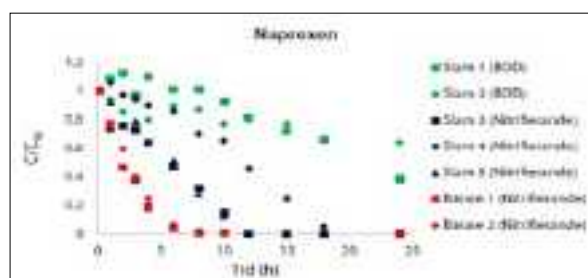
normalt en spesifikk biofilmovertflate på 500-1200 m²/m³, fyllingsgraden varierer normalt mellom 40-65 %. I prosessen unngår man å blande all biomassen i systemet, men beholder biofilmbærere separat i hver reaktor. Dette gjør at man kan få en spesialisert biofilm med betydelig høyere spesifikk omsetningshastighet (nedbrytningshastighet per gram biomasse) enn det man får i anlegg hvor alle mikroorganismene blandes.



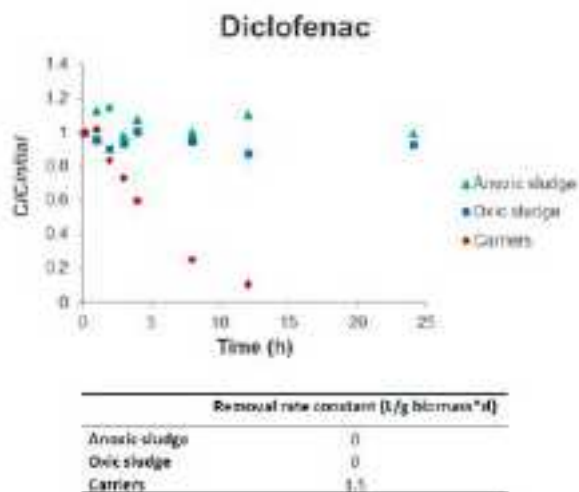
Figur 18. Prinsippskisse av en MBBR-prosess med etterfølgende flotasjon (DAF).

Noen MF brytes lettere ned i anlegg med biofilmprosesser enn i anlegg med suspendert slam, mens mange stoffer brytes ned omtrent like raskt i aktivslamanlegg som i biofilmanlegg. Figur 19 og Figur 20 viser to eksempler hvor nedbrytningen skjer raskere for biofilmprosesser enn i aktivslamanlegg.

Figur 19 viser nedbrytningen av naproksen i satsvise forsøk med biofilmbærere med og uten nitrifikasjon sammenlignet med ulike aktivslam typer med og uten nitrifikasjon.



Figur 19. Reduksjon av naproksen i satsvise forsøk med biofilmbærere med - og uten nitrifikasjon (C/C_{10} = innløp/utløp etter 10 min.) (fra Falås et al. (2013)).



Figur 20. Reduksjon av diklofenak i satsvise forsøk med biofilmbærere sammenlignet med anoksisk og aerobt aktivslam (fra Falås, 2020).

Figur 20 viser nedbrytning av diklofenak i satsvise forsøk med MBBR-bærere og anoksisk og aerobt aktivslam. Nedbrytningshastigheten var i dette forsøket ca. 1,5 l/g biomasse-d for biofilmforsøket, mens den var nær null for både aerobt og anoksisk aktivslam.

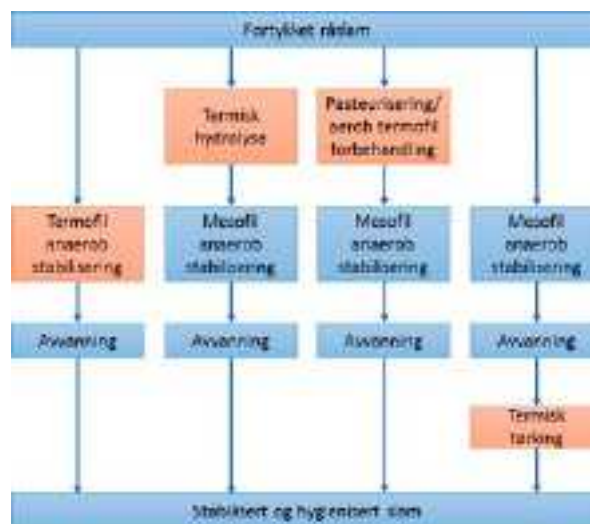
Naturbaserte renseanlegg

I naturbaserte renseanlegg vil MF kunne brytes ned biologisk, adsorbere til f.eks. slam eller vegetasjon eller fjernes via filtrering gjennom grunnen. Denne typen av renseanlegg har ikke vært vurdert i denne rapporten.

4.4. Fjerning av MF og legemidler i slambehandling

En sentral prosess for fjerning av MF fra avløpsvannet ved norske renseanlegg er via adsorpsjon til slam. Disse stoffer vil vi kunne finne igjen i slammet. Hvor mye MF som ender i slammet avhenger av type renseprosess, driftsparametere for anlegget, konsentrasjoner av MF og de iboende egenskapene til stoffene.

For å oppfylle kravene som stilles til stabilisering og hygienisering i gjødselvereforskriften, må slammet gjennomgå behandling i ett eller en kombinasjon av ulike slambehandlingstrinn. Slammet kan f.eks. gjennomgå anaerob stabilisering i et biogassanlegg, eller aerob stabilisering i et komposteringsanlegg. Ved mesofil utråtning må behandlingen kompletteres med et trinn med f.eks. termisk hydrolyse eller pasteurisering for å oppnå hygienisering av slammet. Termofil utråtning kan gi både stabilisering og hygienisering av slammet. Andre metoder for å oppnå stabilisering og hygienisering av slammet er kalkbehandling og langtidslagring. Figur 21 viser slambehandlings-metoder som er brukt i Norge.



Figur 21. Metoder som benyttes i Norge for stabilisering og hygienisering av slam (oransje bokser viser hygieniserings-trinnet).

Mengden MF i slammet kan påvirkes i slambehandlings-trinnet. Dette gjelder hovedsakelig biologisk nedbryt-bare stoffer, som kan omsettes ved aerob eller anaerob stabilisering. Flyktige stoffer kan også fordampe, dette gjelder spesielt i prosesser med høy temperatur. Konsentrasjonen i forhold til TS-innholdet vil påvirkes av nedbrytingen av organisk stoff (VS), avvanning, og ev. tilsats av tilsetningsstoffer, f.eks. kalk. Vannløselige MF kan følge rejektet fra avvanning ut fra slambehandlingen og tilbake inn i renseanlegget.

Det finnes begrenset med studier av hvordan MF påvirkes av ulike slambehandlingstrinn. Slam har ofte lang oppholdstid i slambehandlingsanlegget, og det kan være vanskelig å gjennomføre massebalansestudier av MF som varierer i konsentrasjoner inn i anlegget og der slam tas ut fra ulike trinn i prosessen på ulike tidspunkt, og ikke minst fordi prøvetaking og analyser av slam har mange usikkerheter. En svensk undersøkelse fra 2015 testet hvordan 7 forskjellige slambehandlingsmetoder påvirket innholdet av legemidler i slam (Malmborg og Magner, 2015). Behandlingsmetodene mesofil og termofil utråtning, pasteurisering, termisk hydrolyse, avansert oksidasjon i en Fenton-prosess, ammoniakk-behandling og termofil tørr nedbrytning ble testet. Man tilsatte 13 legemidler til prøven, og ytterligere 10 stoffer ble detektert. Anaerob utråtning var den mest effektive behandlingsmetoden for fjerning av legemidler, og i gjennomsnitt 30 % av stoffene ble nedbrutt i behandlingstrinnet. Det var liten forskjell mellom mesofil og termofil utråtning. Stoffer med stor affinitet til slammet (høyt K_{ow}) ble brutt ned i mindre grad enn andre stoffer (sannsynligvis fordi de var mindre tilgjengelige for mikroorganismene). Fenton-prosessen klarte også å bryte ned flere stoffer, men pasteurisering, ammoniakk-behandling og termofil tørr nedbrytning hadde begrenset påvirkning av legemiddelkonsentrasjonene i slammet. Termisk hydrolyse brøt effektivt ned østrogeniske stoffer fra slammet, men hadde mindre effekt på andre stoffer.

Hygieniseringskravet i gjødselvareforskriften er strengt; "ingen infektive parasittegg", så risikoen for at AMR (antimikrobiell resistens) skal overleve i slamhygieniseringsprosessen er muligens liten (Paulsrud et al, 2005). VKM (2020) konkluderer med at dette ikke er dokumentert eller undersøkt, og dersom antibiotika spres med slammet vil det **kunne** bidra til å utvikle AMR dersom det også finnes antibiotikaresistente gener (ARG) i slammet, noe som heller ikke er undersøkt.

I forbindelse med Norsk Vanns slamundersøkelse fra 2017/2018 ble det analysert på fem månedsblandprøver før og etter slambehandlingen ved Lindum (Norsk Vann, 2018). Ved Lindum behandles slam fra forskjellige typer renseanlegg med termisk hydrolyse etterfulgt av mesofil utråtning. Tabell 6 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner i råslam og utråtnet slam for de fem månedsprøvene. Mengden TS reduseres over råtnetanken, noe som fører til en økning av konsentrasjonene, målt som $\mu\text{g/kg}$ TS, selv om mengden av stoffet er uforandret over slambehandlingstrinnet. For å kompensere for det reduserte TS-innholdet er det antatt at råslammet har et VS/TS-forhold på 75 %, og at VS-omsetningen er 55 % i råtnetankene (faktisk VS-innhold og VS-nedbryting ble ikke målt). I tabellen kan man se at konsentrasjonene av diklofenak, citalopram, venlafaksin, PFOS og bisfenol A øker over slambehandlingstrinnet. Det kan skyldes måleusikkerhet og/eller at det er gjort feil antagelser om VS-konsentrasjon og VS-nedbryting. Noen legemidler har stor reduksjon over slambehandlingstrinnet. Det gjelder trimetoprim, oksazepam og metoprolol. Det er ikke kjent om reduksjonen skjer i det termiske hydrolysetrinnet, eller i råtnetankene. Tramadol, O-desmetylvenlafaksin, antracen, benzo(a)pyren, fluoranten, BDE-99, PFOS og PCB7 reduseres noe i målingene, men usikkerheten for målingene og beregningen av renseeffekt er så stor, at reduksjonen evt. ikke er reell.

Tabell 6. Målinger av utvalgte legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i råslam og utrånet slam fra Lindum (Norsk Vann, 2018).

Stoffgruppe		Stoff	Råslam (µg/kg TS)	Utrånet slam (µg/kg TS)	Reduksjon ved 75 % VS/TS i råslam og 55 % VS-nedbryting
Legemidler	Antiinflammatoriske	Diklofenak	65	141	-28 %
	Antibiotika	Sulfametoxazol	2 av 5 målinger under deteksjonsgrense	5 av 5 målinger under deteksjonsgrense	-
		Trimetoprim	8,3	5 av 5 målinger under deteksjonsgrense	>88 %
		Clarithromycin	12	5,2	74 %
	Opioid	Tramadol	6,8	9,0	22 %
	Antiepileptika	Karbamazepin	1622	2820	-2 %
	Psykoleptika	Oksazepam	44	1,8 (2 av 5 målinger under deteksjons- grense)	>98 %
	Antidepressiver	Citalopram	76	204	-59 %
		Venlafaksin	15	43	-63 %
		O-desmetylvenlafaksin	12	18	15 %
		Metoprolol	247	99	77 %
Prioriterte og vannregions- pesifikke stoffer	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	65	75	32 %
		Benzo(a)pyren	68	90	22 %
		Fluoranten	328	434	22 %
	Brom. flammehemmere	BDE-99	2,6	3,9	11 %
	Ftalater	DEHP	30940	52720	0 %
	Alkylfenoler	4-nonylfenol	3 av 5 målinger under deteksjonsgrense	27	-0 %
	Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	5 av 5 målinger under deteksjonsgrense	5 av 5 målinger under deteksjonsgrense	-
		PFOS	2,7	5,7	-23 %
	Bisfenoler	Bisfenol A	556	2440	-158 %
	Siloksaner	D5	7280	12800	-3 %
	Polyklorerte bifenyl	PCB7	36	50	19 %

Kommedal *et al* (2008) gjennomførte en studie for IVAR på Sentralrenseanlegg Nord Jæren (SNJ). De laget en massebalanse for MF basert på målinger inn på anlegget, ut av anlegget og ut med pellets (les mer i Kapittel 6.3.3). Massebalansen var lukket for PAH, PCB, NP+NPE og Bisfenol A, men ikke for DEHP. Det spekuleres i at dette skyldes DEHPs relativt flyktige natur (0,02 m³ atm/mg), og at mekanismene som fjerner komponenten skyldes stripping/avdampning. Med oppvarming

og vannavdriving ved hjelp av advektive luftstrømmer i slamtørkeprosessen på anlegget forventes en viss avdampning av flyktige komponenter. Massebalansen indikerte også at flyktig naftalen og andre 3-rings PAH-er ble fjernet over tørkeprosessen. Det ble også observert for NP og NPEO, men i mindre grad. Slam-tørkingen foregikk ved normale tørketemperaturer. I studien ble følgende fjerning over damptørkeprosessen på SNJ observert:

• Naftalen	reduseres fra 6,6 til 0,2 g/d	→	97 % fjerning
• Fenantren	reduseres fra 4-1,6 g/d	→	60% fjerning
• Acenaften	reduseres fra 0,6-0,2 g/d	→	25% fjerning
• Sum PAH 16	reduseres fra 23-13 g/d	→	43 % fjerning
• DEHP	reduseres fra 562-395 g/d	→	30% fjerning
• Bisfenol A	reduseres fra 6-3 g/d	→	50 % fjerning
• NP-NPE	reduseres fra 212-120 g/d	→	43 % fjerning

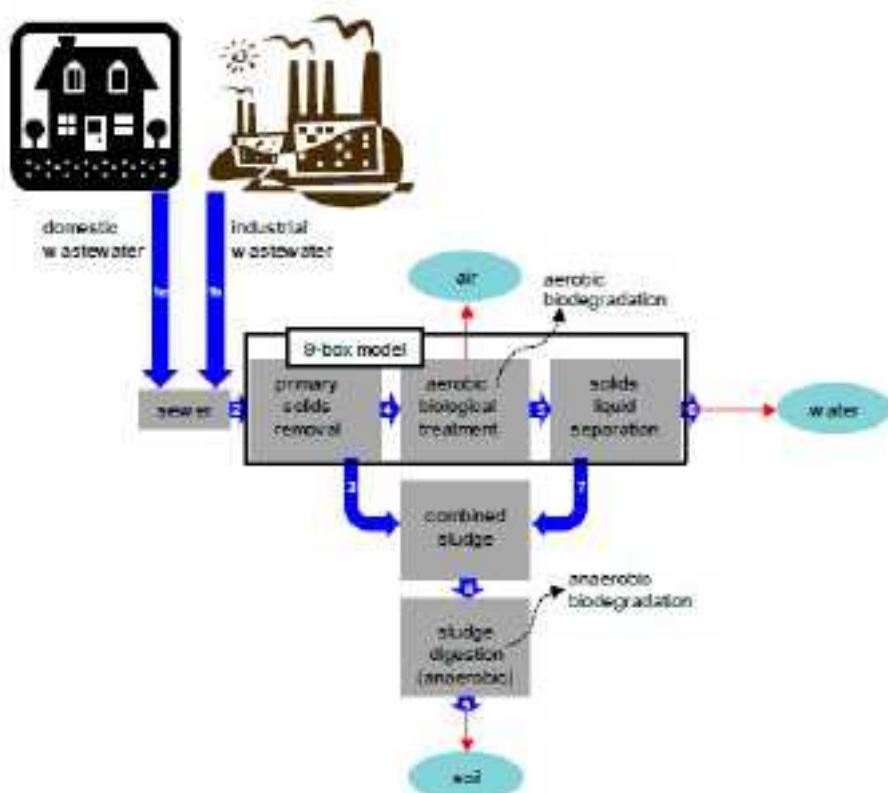
Ingen av de andre prosessene (anaerob nedbrytning eller avvanning) i slambehandlingsanlegget ved SNJ indikerte god fjerning. Utråtningstanken (anaerob nedbrytning) mottar også fremmedslam som ikke er

karakterisert mht. mengder og konsentrasjoner, slik at massebalansen blir mer komplisert å lage for denne prosessen.

4.5. Modellering av skjebnen til MF i avløpsvann

EMA (2018) anbefaler å bruke modellen SimpleTreat for å modellere skjebnen til legemidler gjennom kommunale renseanlegg. Modellen er utviklet av RIVM, nederlandsk institutt for helse og miljø. SimpleTreat anbefales også av EU TGD (2003). Modellen kan simulere adsorpsjonsprosesser, biologisk nedbrytning og fordamping av legemidler og andre MF i renseanlegg med forsedimentering og et etterfølgende aktivslamtrinn. Det er mulig å justere driftsparametere, blant

annet ved å variere mengde slam som fjernes i forsedimenteringen. Det gjør at man kan benytte modellen til å få en indikasjon av hvordan stoff kan fjernes via adsorpsjon i kjemiske renseanlegg. Modellen er benyttet til å beregne skjebnen av utvalgte MF (jf. kapittel 3.5) gjennom kommunale renseanlegg i 8.1.2 og 8.2.1. Figur 22 viser en prinsippskisse av hvordan modellen er oppbygget.



Figur 22. Illustrasjon av SimpleTreat-modellen (Fra Struijs, 2014).

Fra det nederlandske instituttet for helse og miljø (<https://www.rivm.nl/en/soil-and-water/simpletreat>) kan man laste ned en PC-applikasjon med modellen. Man kan også laste ned beskrivelser av modellen fra hjemmesiden, blant annet av Struijs (2014). Versjon 4.0.9 av programmet er brukt for modelleringene i kapittel 8.1.2.

4.5.1. Modell av et standard biologisk renseanlegg

SimpleTreat-modellen simulerer et aktivslamanlegg med forsedimentering, aktivslamreaktor og sluttsedimentering med returpumping av slam. Mikroforurensningene ender i luft, utløpsvann eller slam. Delstrøm 1a og 1b i Figur 22 er delstrømmer fra hhv. kommunalt og industrielt avløpsvann, mens delstrøm 2 (sum 1a + 1 b) representerer belastningen inn på renseanlegget, og er inputdata til modellen. Delstrøm 3 og 7 representerer mengden MF som fjernes med henholdsvis primærslam og biologisk slam. Delstrøm 4, 5 og 6 representerer MF fra forsedimentering via aktivslamreaktor og videre ut til resipienten. Delstrøm 8 og 9 representerer mengden MF inn og ut av en råtnetank. De røde pilene representerer utslippene som skjer til vann, luft og slam. Biologisk nedbrytning i aktivslamreaktor og råtnetanken er de eneste elimineringsprosessene i modellen.

Informasjon om molvekt, K_{ow} , damptrykk, løselighet i vann, pKa og Henrys konstant (jf. Tabell 2 og Tabell 4 i kapittel 3.5) brukes som inputdata til modellen, samt informasjon om stoffene er syrer, baser eller nøytrale. Modellen estimerer D_{ow} (K_{ow} ved aktuell pH) for basiske stoffer, basert på pKa. I modellen angis biologisk nedbrytning basert på målinger i henhold til OECD-standard 301 eller 302, alternativt kan man angi en egen nedbrytningshastighet. For legemidlene som er studert er det bare ibuprofen som er lett nedbrytbar ("ready biodegradable") i henhold til OECD 301, og dermed den eneste som nedbrytes biologisk iht. til renseanleggsmodellen. Innløpskonsentrasjonen angis som en mengde tilført til et avløp med 10 000 pe tilknyttet (2000 m³/d).

Modellen benytter spesifikke mengder suspendert stoff og BOF₅ på henholdsvis 90 g SS/pe-d og 60 g BOF₅/pe-d som standard (mens 70 g SS/pe-d og 60 g BOF₅/pe-d er brukt i Norsk Vanns dimensjoneringsveileder, rapport 256/2020). Ved en standard vannføring på 200 l/pe-d blir innløpskonsentrasjonene da 450 mg SS/l og 300 mg BOF₅/l. Standardparameterne angir også at 54 % av innkommende BOF₅ er i partikulær form og at 67 % av innkommende partikler blir fjernet i forsedimenteringen. Andre parametere som modellen bruker (og som det ikke er mulig å endre) er innholdet av organisk

karbon i innkommende suspendert stoff (30 %) og tettheten for slampartikler i innkommende avløp (1,5 kg/l).

Modellen bruker en slamkonsentrasjon (MLSS) på 4000 mg/l i aktivslamreaktoren, som heller ikke kan endres. Slambelastningen til aktivslamreaktoren kan velges, og for modelleringen i denne rapporten ble en standard slambelastning på 0,1 kg BOF₅/kg SS-d brukt. Som standard brukes en temperatur 15 °C i modellen. Ved bruk av standardparametere blir slamalderen 14,1 døgn, og en BOF₅-reduksjon på 91,5 % oppnås i anlegget. Ved denne slamalderen vil man ha nitrifikasjon ved anlegget. For å modellere anlegg med lavere slamalder kan man velge en høyere spesifikk belastning (>0,2 kg BOF₅/kg SS-d). I sluttsedimenteringen benytter modellen et vandndyp på 3 m og en oppholdstid på 6 timer (gir en overflatebelastning på 0,5 m³/m²-t). Utgående slamkonsentrasjon fra sluttsedimenteringen er 7,5 mg/l (fast verdi).

4.5.2. Modell av et kjemisk renseanlegg

SimpleTreat-modellen inkluderer i dag ikke simulering av kjemiske renseprosesser som vi har mange av i norske renseanlegg. Fjerningen av MF i kjemiske renseprosesser er imidlertid hovedsakelig knyttet til adsorpsjon til partikler, og dette er en prosess som med noen tilpasninger kan simuleres i forsedimenteringstrinnet i SimpleTreat-modellen. Som standard fjernes 67 % av innkommende suspendert stoff i SimpleTreat-modellen i forsedimenteringstrinnet, men dette er en parameter som er mulig å endre. Et kjemisk renseanlegg vil ha en mer effektiv partikkelfjerning enn 67 %, og for å simulere hva som kan skje i et kjemisk renseanlegg velges her 90 % fjerning av innkommende suspendert stoff.

Ved kjemisk felling vil man i tillegg til å fjerne sedimenterbare partikler også kunne fjerne kolloidale partikler. Kolloidale partikler har en større spesifikk overflate enn større partikler og derfor forventes dette å kunne gi en vesentlig høyere renseeffekt for MF som adsorberes til partikler enn ved partikkelfjerning uten kjemikaliedosering (jf. kapittel 4.3.2). Fjerning av kolloidale partikler er imidlertid ikke representert i SimpleTreat-modellen, og det kan gjøre at fjerningen av MF i modellen i det kjemiske renseanlegget blir undervurdert.

Legemidlene i studien er lite flyktige, og vil ikke fordampe i forsedimenteringen.

4.5.3. Modell av skjebnen i slambehandlingstrinnet

SimpleTreat-modellen beregner ikke fjerningen av MF over råtnetanken, men overlater til brukeren å beregne nedbrytingen basert på halveringstiden i råtnetankene for de forskjellige stoffene. Følgende modell for beregning av nedbrytingen anbefales benyttet:

$$ARF = 2^{-\frac{ResdT}{t^{1/2}_{an}}}$$

- ARF er anaerob reduksjonsfaktor
- ResdT er oppholdstid i råtnetanker
- $t^{1/2}_{an}$ er målt halveringstid for aktuelle stoff

Det ikke funnet litteratur over halveringstider for de utvalgte stoffene i denne studien, og det er begrenset med målinger som kan brukes for å beregne halveringstider (jf. Tabell 6). I modelleringene som gjennomføres i denne studien antas at det ikke skjer noen nedbryting av stoffene i råtnetanken. De fleste stoffene vil sannsynligvis ikke brytes ned i råtnetankene, og hvis noen av stoffene likevel brytes ned vil mengden som beregnes i utråtnet slam være noe konservativ.

Ved tørking av slammet kan flyktige MF strippest av fra slammet, jf. kapittel 4.4. Det kan også være mulig at termisk hydrolyse gjør at noen MF blir mer tilgjengelige for nedbryting i råtnetankene, eller at noe stripping kan skje også i denne prosessen. Ev. modeller av tørking eller termisk hydrolyse av slam er ikke kartlagt i denne rapporten.

5. Metodikk for miljørisikovurdering

5.1. Generelt

Hittil har norske renseanlegg hatt utslippstillatelser basert på KOF og BOF (oksygenforbruk i lokale resipienter) og Tot-P og Tot-N (Næringsstoffer for å hindre algevekst i lokale resipienter), mens det normalt ikke stilles krav til utslipp av MF til resipient eller i slam som skal benyttes til jordforbedring. Alle MF inkludert i denne studien har vært gjenstand for Europeisk risikovurdering iht. TGD (EU TGD, 2003a og 2003b), og det er utarbeidet nasjonale retningslinjer og datagrunnlag i Vanndirektivet i dokumentet fra Direktorsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften (2018). Det er etablert terskelverdier for alle MF omtalt i denne rapporten for ferskvann, sjøvann, for sediment, jord og biota.

Siden tungmetallene i hovedsak følger slammet, er det i Gjødelsvareforskriften etablert miljøkrav knyttet til

utnyttelse av slam til jordforbedring. Disse kravene er, etter hvert som datagrunnlaget blir bedre, i ferd med å kontrolleres i forhold til miljørisiko (VKM, 2009; Eggen *et al*, 2019, Blytt *et al*, 2018, Paulsrud *et al*, 2005).

Industrivirksomheter har krav til å kontrollere miljørisikoen ved sine utslipp. Miljødirektoratet (2000a, 2000b) har utarbeidet to veiledninger innenfor økotoksikologi som benyttes som hjelpemidler:

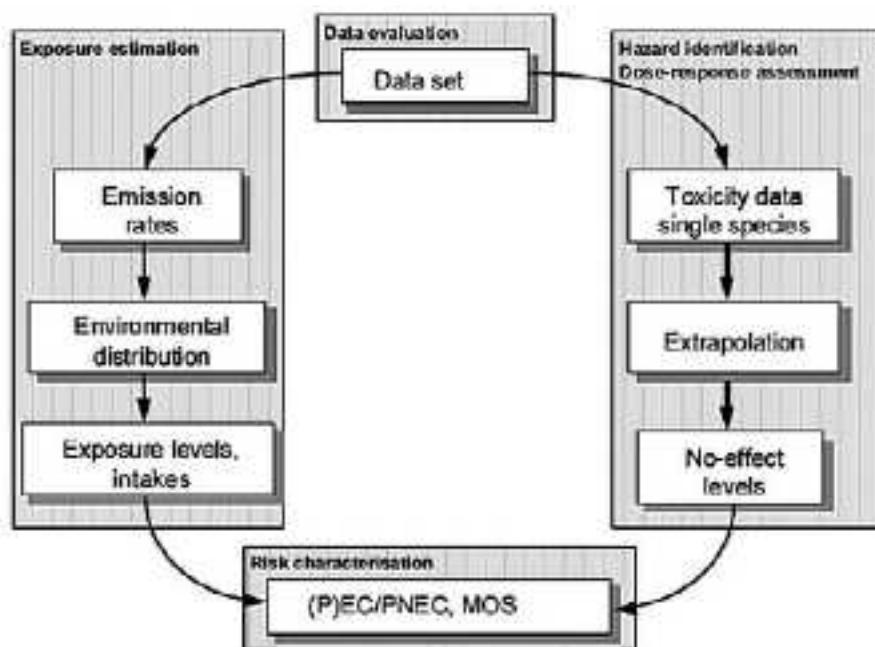
- Del I: Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp
- Del IIA Kort innføring i toksikologi

Veiledningene er fortsatt aktuelle. EUs TGD (2003a-b) inneholder ytterligere detaljering.

5.2. Risikobasert tilnærming (RBA) for vurdering av miljørisiko

EUs TGD (2003b) inneholder detaljert informasjon om hvordan en risikobasert tilnærming skal benyttes for å

bestemme miljørisiko av utslipp av eksisterende stoffer. Figur 23 viser E TGD RBA-tilnærming.



Figur 23. OSPAR konklusjon om å anbefale Risiko-basert tilnærming (RBA=Risk Based Approach) i 2012.

EUSES OSPAR iverksatte i 2012 krav til å benytte en risikobasert tilnærming (RBA) for å kontrollere utslipp av produsert vann fra offshore olje- og gassproduksjon

(OSPAR, 2012). Norsk Olje og gass industri (NOROG) har vært pådrivere i å utvikle et modellverktøy som tar utgangspunkt i naturlige komponenter i produsert vann

(hydrokarboner, PAH, fenoler inkl. nonyl- og oktylfenoler og tungmetaller) og alle kjemikalier som benyttes i produksjonen. For naturlige komponenter har OSPAR etablert all nødvendig økotoksikologisk informasjon for å kunne gjennomføre RBA. Det er pålagt å fremskaffe økotoksikologisk informasjon om alle kjemikaliene som skal benyttes; data om vann/oljeløselighet, bionedbrytbarhet, bioakkumulering og toksisitet (PNEC) og annen info som benyttes ihht. TGD (2003b). Norske, danske, tyske og til dels franske operatører benytter et verktøy kalt EIF (Environmental Impact Factor som summerer den totale toksisiteten (TU) basert på antatt additive effekter (beskrevet i Miljødirektoratet, 2000a) for de aktuelle stoffene, koblet sammen med en fortynningsmodell (DREAM = Dose Related Environmental Assessment Model) utviklet av SINTEF.

Engelske og nederlandske operatører har valgt å benytte målte verdier av toksisitet på utslippsvannet (WEA = Whole Effluent Assessment eller WET= Whole Effluent Toxicity) for å kunne inkludere vurdering av kjemikaliene som benyttes. I USA (US EPA) benyttes også et toksisitetsbasert verktøy.

Ved å kombinere disse to teknikkene kan man beregne toksisiteten på utslippet med utgangspunkt i de målinger man har av ulike MF og legemidler som man kjenner til. Man kan beregne additiv giftighet ved å benytte en beregning av toksisitetsenheten for hver enkelt MF:

$$TU_{MF1} = 100/EC50_{MF1}$$

TU-verdien angir den fortynningen av avløpsvannet som må til for å redusere toksisiteten ned til 50 % effekt av den aktuelle toksisitets testen som legges til grunn for beregningen.

Toksisitetsenheten for hele utslippet beregnes ved å anta additive effekter:

$$TU_{\text{bland}} = TU_{MF1} + TU_{MF2} + TU_{MF3} + TU_{MF4} + \dots$$

Toksitetssekivalenten beregnes ved å multiplisere avløpsvannets TU med utslippsvolumet Q angitt som m³/d:

$$TEQ = TU \times Q$$

TEQ er nyttig for å sammenligne toksiske utslippsmengder fra industrier, sykehus, kommunale renseanlegg etc. med utslipp til samme resipient.

Toksisiteten på utslippet kan i tillegg måles som WET_{toks av cocktail*}

Ved å sammenligne de to (TEQ og WET), vil man finne om man ved å måle konsentrasjoner av de stoffene man kjenner til i utslippet og beregne TU av utslippet, har klart å ta hensyn til alle toksiske stoffer i utslippet fra renseanlegget. Mht. legemidler der det kan dannes flere metabolitter som man ikke klarer å måle på eller kjenner toksisiteten til, kan dette kanskje være nyttig tilleggsinformasjon.

For utslipp fra kommunale renseanlegg vil det i hovedsak være tre negative effekter som det må etableres terskelverdier for: 1) giftighet av utslippet (blandingen av ulike stoffer); 2) hormonhermende effekter av utslippet som kan påvirke økosystemet negativt (e.g. fisk) og 3) spredning av antibiotikaresistente mikroorganismer (ARM) og -gener (ARG) i uønskede mengder.

Terskelen for akseptabelt utslipp avhenger av resipient, som f.eks.:

- Innsjø med mange utslipp og brukerinteresser
- Elv med mange utslipp og brukerinteresser
- Kystfarvann/fjord med mange utslipp og brukerinteresser

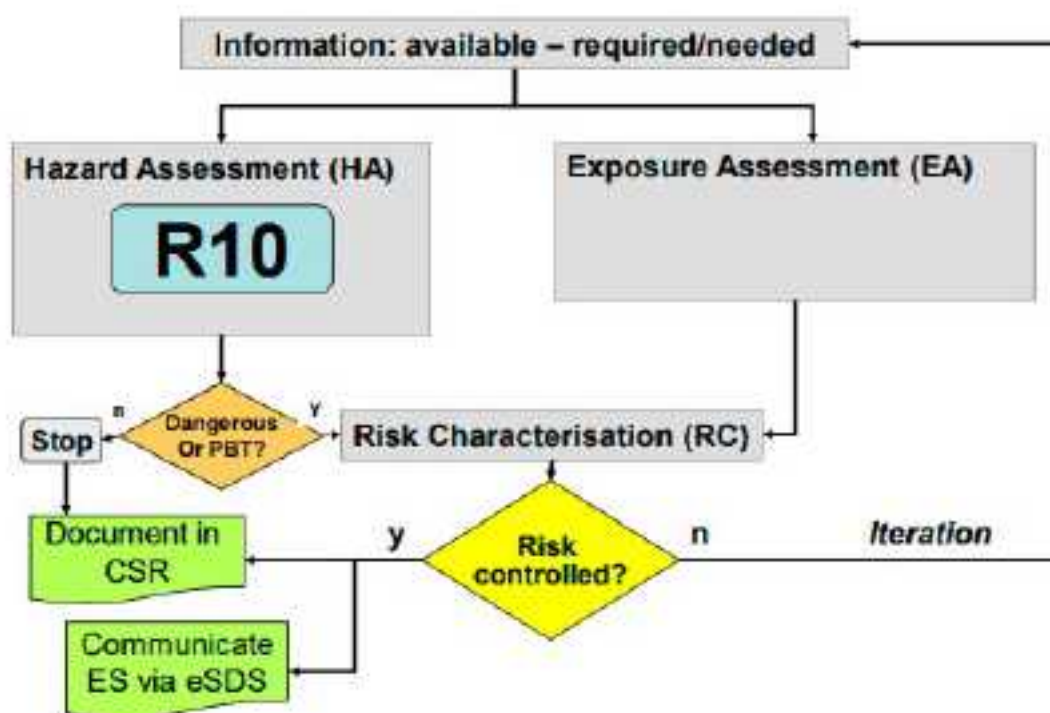
Når man skal beregne effekten av utslippet på økosystemet i resipienten, må det tas hensyn til spredningen og fortynningen i resipienten. Innledningsvis benyttes en konservativ fortykning, f.eks. 10 for å finne om det er behov for å bedre datagrunnlaget. Hvis dette indikerer toksisitet av utslippet, vil det være behov for å bedre datagrunnlaget (for enkeltstoffer etc.), inklusive å finne bedre spredningsdata i resipienten.

Et annet viktig poeng er beregning av terskelverdi for sjøvann. PNEC_{SV} blir typisk 1/10 av PNEC_{FV} pga. strengere krav til sikkerhetsfaktorer fra ECHA. OSPAR benytter fortsatt samme sikkerhetsfaktorer for sjøvann som for ferskvann, og dette er ikke harmonisert mellom EU og OSPAR. For kommunale renseanlegg som har utslipp til marine resipienter vil dette bli viktig å avklare.

5.3. Miljørisikovurdering av legemidler iht. EMAs veileder

Det europeiske medisintilsynets veileder for gjennomføring av miljørisikovurdering av legemidler (EMA, 2006) er bygget opp etter samme prinsipp som EUs tekniske retningslinjer (EU TGD, 2003a-b) for risikovurdering av kjemikalier, se Figur 24, men er spesifikt rettet mot legemidler. Legemidler er foreløpig ikke definert som prioriterte MF og har derfor i begrenset grad vært

gjenstand for risikovurdering i regi av EU. For nye legemidler er det et krav for å få markedsføringsgodkjenning at produsenten må framlegge en miljørisikovurdering. Denne informasjonen er likevel ikke offentlig tilgjengelig, og en evt høy miljørisiko gir heller ikke grunnlag for å nekte godkjenning.



Figur 24. Retningslinjer for bestemmelse av dose-respons-sammenheng ved utslipp av kjemikalier (fra ECHA, 2008).

En oppdatert versjon foreligger fra 2018 (EMA, 2018). Den følger EUs krav til registrering og godkjenning av kjemikalier, slik de er beskrevet av ECHA (det europeiske kjemikaliebyrået) (TGD, 2003a og ECHA, 2008). Tabell 7 beskriver i korte trekk den trinnvise risikovurderingen. I fase I må kjemikalieleverandøren fremskaffe et sett med grunnlagsdata for kjemikalier som skal omsettes på det europeiske markedet. Dersom

risikovurderingen i fase I for et stoff ikke møter tiltaksgrensen, må datagrunnlaget bedres slik at en innledende risikovurdering (fase II) kan gjennomføres. Dersom forholdet mellom estimert konsentrasjon i resipienten (PEC) og terskelverdien (PNEC) er > 1 med det datagrunnlaget som foreligger, må datagrunnlaget bedres og utvidet risikovurdering på trinn B må gjennomføres.

Tabell 7. Prinsippet for risikovurdering (EMA, 2006).

Fase	Trinn	Mål	Informasjon	Metode
Fase I	Innledende screening	Bestemme om det er behov for en fase II-vurdering	Forbruksdata	Estimering av PEC basert på forventet forbruk Tiltaksgrense PEC = 0,01 µg/l (lavere for noen stoffer)
	PBT-screening	Bestemme om det er behov for PBT-vurdering	Log P _{ow}	Bestemmelse av PBT basert på informasjon fra tester
Fase II	Trinn A	Innledende risikovurdering basert på informasjon om stoffet	Grunnleggende effect- og skjebnedata	Estimering av PEC/PNEC basert på informasjon om PNEC
	Trinn B	Utvidet risikovurdering (substans- og eksponeringsvurdering)	Utvidet informasjon om metabolisme, skjebne i renseanlegg, etc.	Estimering av PEC/PNEC basert på mer detaljert informasjon om PEC
	PBT-vurdering	Vurdere om stoffet er persistent, bioakkumulerende og toksisk	Bionedbrytbarhet Bioakkumulasjon Toksisitet	Bestemmelse av PBT basert på informasjon fra tester

5.3.1. PBT-vurdering (fase I og II)

OSPAR-konvensjonen stiller krav til at alle stoffer med log P_{ow} over 4,5 skal gjennomgå en innledende trinnvis vurdering mht. bestemmelse av PBT i henhold til EU TGD (2003a-b). PBT-vurderingen baseres på informasjon om P (persistens, dvs. grad av biologisk nedbrytning), B (bioakkumulering, dvs. grad av akkumulering i næringskjeden) og T (toksisitet; dødelighet/stopp i vekst eller andre negative effekter) av en kjemikalie. PBT-vurderingen gjennomføres trinnvis i EMA sine retningslinjer for miljørisikovurdering. I fase I skjer bestemmelse av log P_{ow}. Hvis log P_{ow} er > 4,5 må det gjennomføres nedbrytningstester, tester for å bestemme bioakkumulering og Fase II toksisitetstester. Detaljert informasjon om PBT-bestemmelser er gitt i REACH Guidelines for PBT, men også beskrevet av EMA (2018).

- Forutsetter ingen metabolisme av medisinen i pasienten
- Forutsetter at kommunalt avløpsvann er hovedveien for medisinrestene til overflatevann og at legemidler ikke fjernes i renseanlegget
- Forutsetter total avløpsmengde (inkl. fremmedvann) på 200 l avløpsvann per innbygger og døgn
- Forutsetter 10 gangers fortynning av kommunalt avløpsvann i overflatevann
- Det antas som standard at 1 % av befolkningen bruker medisinen (kan alternativt estimeres utfra informasjon om forbruk)

PEC kan i fase I estimeres utfra informasjonen i Tabell 8 med følgende ligning:

$$PEC_{FV \text{ eller } SV} = (DDD \cdot A) / (Q_{\text{innbygger}} \cdot F)$$

Tabell 8 forklarer parameterne som benyttes til beregning av PEC_{FV} og PEC_{SV} iht. Fase I.

5.3.2. Fase I – innledende miljørisikovurdering

I fase I bestemmes eksponering til akvatisk miljø (ferskvann og sjøvann) for det aktuelle legemidlet med en enkel screeningmetode. PEC_{FV} og PEC_{SV} bestemmes basert på konservative betraktninger. I denne rapporten er disse forutsetningene lagt til grunn:

Tabell 8. Standardverdier som benyttes til estimering av PEC_{FV} eller PEC_{SV} i fase I (EMA, 2006).

Parameter	Beskrivelse	Enhet	Standardverdi
PEC _{FV} eller SV	Estimert miljøkonsentrasjon beregnet i fase I for hhv. ferskvann og sjøvann	mg/l	-
DDD	Maksimal døgndose	mg/innbygger-d	-
A	Fraksjon av befolkningen som bruker medisinen daglig	-	0,01
Q _{innbygger}	Mengde avløpsvann per innbygger	l/innbygger-d	200
F	Fortynningsfaktor	-	10

I fase I av risikovurderingen antas at PNEC er 10 µg/l som standard, da det normalt ikke finnes tilgjengelige toksisitetsdata eller EU-godkjente nulleffektkonsentrasjoner (PNEC) for nye legemidler. Ved $PEC/PNEC = 1$ gir betyr det en tiltaksgrense for PEC på 0,01 mg/l (10 µg/l).

Tiltaksgrensen på 10 µg/l benyttes for både ferskvann og sjøvann. Tiltaksgrensen gjelder imidlertid ikke for alle stoffer, f.eks. ikke for hormonforstyrrende stoff (endokrine aktive substanser, EAS) eller antibakterielle substanser (antibiotika som skal hemme/drepe bakterier eller organismer i vannmiljø). Denne typen stoffer skal vurderes iht. fase II (EMA, 2018).

5.3.3. Fase II – vurdering av skjebne og effekt av miljøkonsentrasjon

I fase II vurderes legemidler som i fase I har vist seg å overskride tiltaksgrensen, samt hormon-forstyrrende og antibakterielle stoff. I denne fasen skal det fremskaffes mer detaljert informasjon om stoffet som vurderes, og gjøres en mer presis estimering av miljøkonsentrasjoner og effekter enn i fase I.

Trinn A – innledende risikovurdering basert på informasjon om terskelverdier

I trinn A innhentes informasjon om stoffets egenskaper for bestemte parametere. Hvis stoffet er over tiltaksgrenser for noen parametere skal en mer detaljert vurdering av skjebnen til stoffet gjennomføres i trinn B.

Data som skal innhentes i trinn A er blant annet løselighet i vann, oktanol/vann-fordelingskoeffisient (P_{ow}), fordelingskonstant for slam ($K_{oc,slam}$), syrekonstant ($\log K_a$) og bionedbrytbarhet.

Det er definerte tiltaksgrenser basert på stoffets affinitet til organisk karbon, K_{oc} i slam. En høy affinitet gir en større risiko for at stoffet ender opp i slammet ved avløpsrenseanlegg, og kan deretter akkumulere i jord. Tiltaksgrensene bestemmes utfra en kombinasjon av miljøkonsentrasjonene som er estimert i fase I, samt K_{oc} for slam. Hvis man er over tiltaksgrensen for K_{oc} for slam skal man gjennomføre en risikovurdering for jordlevende organismer i trinn B.

Tabell 9. Tiltaksgrense som utløser krav til risikovurdering for jordlevende organismer.

Koc,slam (l/kg)	PEC _{FV} (µg/l)
$K_{oc,slam} \geq 10\,000$	Trinn B risikovurdering skal alltid gjennomføres
$5000 \leq K_{oc,slam} < 10\,000$	≥ 1
$2500 \leq K_{oc,slam} < 5000$	≥ 2
$1000 \leq K_{oc,slam} < 2500$	≥ 3
$K_{oc,slam} < 2500$	Ingen tiltaksgrense

En risikovurdering for grunnvann må gjennomføres hvis $K_{oc,slam} > 10\,000$ l/kg, hvis ikke stoffet er lett biologisk nedbrytbart.

Hvis $\log P_{ow}$ er ≥ 3 kreves en risikovurdering for sekundær forgiftning (forgiftning av fugler og pattedyr etter konsum av kontaminerte organismer).

Informasjon om PNEC (nulleffektkonsentrasjon) skal fremskaffes i Trinn A, og sammenlignes med miljøkonsentrasjonene som er estimert i fase I (tiltaksgrensen bestemmes av $PEC/PNEC = 1$). Mange legemidler mangler tilgjengelige miljødata. Minimumskrav for miljørisikovurderingen er at informasjon fra korttidstester innhentes. Korttidstestene skal være utført på tre trofiske nivåer, normalt alge, krepsdyr og fisk. For antimikrobielle stoffer bør fisketesten byttes ut og datasettet baseres på bakterie-, alge- og krepsdyr. For hormonforstyrrende stoffer kan det kreves en skreddersydd miljørisikovurdering, som undersøker hvordan utviklings- og reprodukerings-egenskapene til organismer påvirkes (EMA, 2018). Tabell 10 viser EUs krav til sikkerhetsfaktor for bestemmelse av PNEC ved utslipp til fersk- og sjøvann ($PNEC_{FV}$ og $PNEC_{SV}$). Sikkerhetsfaktoren reduseres når datasettet forbedres. Marine miljøer antas å ha større sensitivitet for toksiske stoffer enn ferskvannsmiljøer, blant annet pga. større biodiversitet. Tabellen viser at sikkerhetsfaktoren for $PNEC_{SV}$ er 10 ganger større enn for ferskvann og gjør at $PNEC_{SV}$ med samme type giftighetsdata tilgjengelig blir 1/10 av $PNEC_{FV}$.

Tabell 10. Sikkerhetsfaktorer for å bestemme $PNEC_{FV}$ og $PNEC_{SV}$ fra toksisitetsdata (ECHA, 2008).

Tilgjengelig datasett	Sikkerhetsfaktor	
	$PNEC_{FV}$	$PNEC_{SV}$
Laveste korttidstest L(E)C50 fra fersk- eller saltvannsarter på tre trofiske nivåer (alge, krepsdyr og fisk)	1000	10 000
Laveste korttidstest L(E)C50 fra fersk- eller saltvannsarter på tre trofiske nivåer (alge, krepsdyr og fisk) + to tillegg marine trofiske nivåer (f.eks. echinoderm: sjøstjerne/sjøpiggsvin, bløtdyr/mollusker: skjell/snegl)		1000
Langtidstest EC10 eller NOEC fra fersk- eller saltvanns krepsdyr eller fisk	100	1000
Laveste langtidstester (f.eks. EC10 eller NOEC) fra to trofiske nivåer (fisk og/eller krepsdyr og/eller alge)		500
Laveste langtidstest (f.eks. EC10 eller NOEC) fra tre trofiske nivåer (fisk og/eller krepsdyr og/eller alge)		100
Laveste res. av to langtidstester (f.eks. EC10 eller NOEC) fra to trofiske nivåer (fisk og/eller krepsdyr og/eller alge)	50	
Laveste resultat av to langtidstester (f.eks. EC10 eller NOEC) fra to trofiske nivåer (fisk og/eller krepsdyr og/eller alge) + en langtidstest fra en tillegg marin trofisk nivå (f.eks. echinoderm eller mollusk)		50
Laveste resultat av tre langtidstester (f.eks. EC10 eller NOEC) fra tre trofiske nivåer (fisk, krepsdyr og alge)	10	
Laveste langtidstest (f.eks. EC10 eller NOEC) fra tre trofiske nivåer (fisk krepsdyr og alge) + to langtidstester fra to marine trofiske nivåer (f.eks. echinoderm, mollusk)		10

Tilgjengelige PNEC-data og toksisitetsdata funnet i litteraturen er gjennomgått for å finne PNEC-data eller AA-EQS (Annual Average Environmental Quality Standards) for legemidlene som ble valgt til nærmere undersøkelser. Informasjonen er sammenstilt i Tabell 11.

Valg av data for PNEC er gjort iht. følgende prioriteringsrekkefølge:

1. Rapporterte forslag til AA-EQS eller PNEC i ECHA-dossier
2. NOEC (No Effect Data) og sikkerhetsfaktorer fra IVL (2005)

3. Toksisitetsdata fra FASS (2020); MistraPharmas toksisitetsdatabase (2020)
4. Data fra Nederlandske Folkehelseinstituttet (Moermond, 2014)
5. For metabolitter er det antatt samme data som for morsubstansen
6. Ingen data å stole på, benytter $PNEC_{FV} = 10 \mu\text{g/l}$ (EMA, 2006) og $PNEC_{SV} = 1 \mu\text{g/l}$ ($1/10$ av $PNEC_{FV}$).

Som Tabell 11 viser, er $PNEC_{FV} < 10 \mu\text{g/l}$ for alle valgte stoff, unntatt kandersarten, metoprolol og metformin. For flukonazol og tramadol ble standardverdien for fase I benyttet, da ytterligere data ikke var tilgjengelig.

Tabell 11. PNEC- og EQS-data rapportert for legemidler som er benyttet i denne studien.

Type legemiddel	Stoff	CAS-nr.	PNEC el. AA-EQS ($\mu\text{g/l}$)		Referanse
			Ferskvann	Sjøvann	
Antiinflammatoriske	Diklofenak	15307-86-5	0,05	0,005	ECHA-dossier
	Ibuprofen ²	15687-27-1	1	0,1	IVL, 2015
	Naproxen	22204-53-1	6,2	0,62	ECHA-dossier
Antibiotika	Sulfametoxazol	723-46-6	0,12	0,012	ECHA-dossier
	Trimetoprim ²	738-70-5	0,0029	0,00029	IVL, 2015
	Ciprofloksacin	85721-33-1	0,12	0,012	IVL, 2015
	Clarithromycin	81103-11-9	0,13	0,013	ECHA-dossier
Soppmedisin	Flukonazol ³	86386-73-4	10	1	EMA,2006-fase I
Opioid	Tramadol ³	27203-92-5	10	1	EMA,2006-fase I
Antiepilepsimedisin	Karbamazepin	298-46-4	0,1	0,01	IVL, 2015
Psykoleptika	Oksazepam	604-75-1	0,0018	0,00018	IVL, 2015

Type legemiddel	Stoff	CAS-nr.	PNEC el. AA-EQS (µg/l)		Referanse
			Ferskvann	Sjøvann	
Antidepressiver	Citalopram	59729-33-8	1,1	0,11	IVL, 2015
	Venlafaksin	93413-69-5	0,03	0,003	Mistra Pharma, 2020
	O-desmetylvenlafaksin ¹	93413-62-8	0,03	0,003	Mistra Pharma, 2020
Blodtrykksmedisin	Kandersartan	139481-59-7	100	10	FASS, 2020
	Metoprolol	37350-58-6	62	6,2	Moermond, 2014
Diabetesmedisin	Metformin	657-24-9	780	78	Moermond, 2014
	Guanylurea ¹	141-83-3	780	78	Moermond, 2014
Prevensjonsmidler	Etinyløstradiol	57-63-6	0,000003	0,0000003	IVL, 2015
	Østradiol	50-28-2	0,00004	0,000004	IVL, 2015

¹Persistent metabolitt av metformin/venlafaksin, benytter samme PNEC som for opprinnelig stoff;

²1/10 NOEC; ³Ikke gode nok data, benytter standard PNEC fra fase I (EMA, 2018)

Trinn B – Vurdering av miljøkonsentrasjoner og dose-effekt-respons

I trinn B av risikovurderingen i fase II skal det gjøres en detaljert estimering av miljørisikoen basert på forbruk av stoffet, metabolisme i kroppen og mulig fjerning i avløpsrenseanlegget. Avhengig av resultatet av vurderingen i trinn A skal en risikovurdering for resipient, renseanlegg, grunnvann, jord og biota gjennomføres.

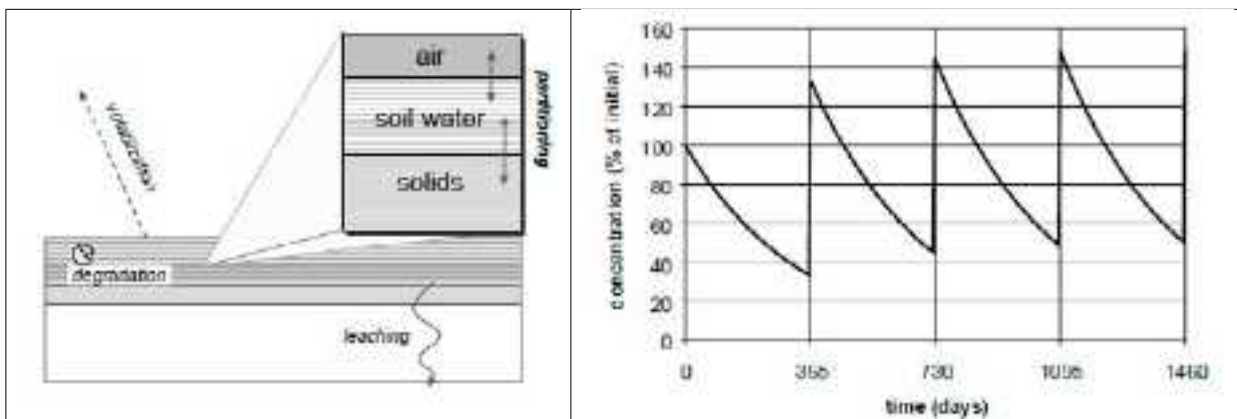
Ifølge EMA sine retningslinjer fra 2018 skal matematisk modellering brukes for å bestemme skjebnen til det studerte stoffet i renseanlegget. SimpleTreat-modellen

av et aktivslamanlegg (jf. kapittel 4.5.1), kan benyttes (Struijs, 2014). For norske forhold, hvor det er vanlig med renseanlegg som kun har mekanisk eller kjemisk rensing, kan man imidlertid ikke forvente biologisk nedbrytning i alle anleggene, og adsorpsjonen til slam vil også variere. Man bør derfor vurdere å bruke andre modeller for å estimere skjebnen av ulike stoffer i renseanleggene. Kapittel 4.5 beskriver ulike matematiske modeller for å estimere skjebnen til legemidler og andre MF i avløpsvann.

5.4. Miljørisikovurdering av slam benyttet til jordforbedring

TGD (2003b) beskriver metodikken som kan benyttes for å vurdere skjebne og miljørisiko av å benytte slam til jordforbedring. Retningslinjene er generelle og gjelder alle typer stoffer. Miljørisikovurderingen tar utgangspunkt i at slam tilføres over en periode på 10 år, og ved beregning av konsentrasjonen etter 10 år antas det at startkonsentrasjonen i jord er 0. Slamtilsetning er ikke en kontinuerlig prosess og Figur 25 beskriver modellen som kan benyttes. Bakgrunnsrapporten for modellverktøyet, EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) som benyttes i TGD, beskriver detaljene rundt innledende modellering av konsentrasjoner av nye stoffer i ulike deler av miljøet (RIVM, 2004). Her er skjebnen til stoffer som tilføres jord ved lokal tilsetning (fra slam til jordforbedring) og stoffer som tilføres jord via atmosfærisk nedbør inkludert. EUSES beskriver risikovurdering av tungmetaller og organiske MF. Organiske MF har nylig vært gjenstand for en omfattende vurdering i norsk sammenheng. Vurderingen

resulterte i en konkret anbefaling om terskelverdier for DEHP, PFAS (PFOS og PFOA) og PCB (Miljødirektoratet, 2020). Norsk Vann ønsker at denne rapporten inkluderer en forenklet EUSES-tilnærming for å screene om noen av legemidlene som er funnet i slam som benyttes til jordforbedring kan utgjøre en miljørisiko. Basert på dagens kunnskap og tilgjengelige ressurser i dette prosjektet (økonomi og tid), har det vært nødvendig å benytte en forenklet tilnærming. EUSES baserer seg på en beregning av at slam tilføres med en gitt mengde (kg/daa/år) i 10 år. Modellen beregner hvilken konsentrasjon av et stoff man vil ha i jorden (1 daa med tykkelse 20 cm) etter 10 år. Modellen tar hensyn til utlekking av stoffene til grunnvann, nedbrytning i jord og beregner i hvilken grad stoffene akkumuleres i overflaten, se Figur 25. For landbruksjord beregnes miljøkonsentrasjonen som et gjennomsnitt over 180 dager etter 10 års bruk av slam.



Konsentrasjon av stoffet i jord år 1 beregnet fra slamkonsentrasjon, mengde slam tilført jord og mengde jord det innblandes i:

$$C_{\text{slam}_{\text{jord } 1}}(0) = C_{\text{slam}} * \text{APPL}_{\text{slam}} / \text{DEPTH}_{\text{jord}} * \text{RHO}_{\text{jord}}$$

Fraksjon stoff igjen i toppjord ved slutten av et år:

$$\text{Facc} = e^{-365k}$$

Konsentrasjon etter 10 års tilførsel:

$$C_{\text{slam}_{\text{jord } 10}}(0) = C_{\text{slam}_{\text{jord } 1}}(0) * [1 + \sum_{n=1}^9 (\text{Facc})^n]$$

$C_{\text{slam}_{\text{jord } (10)}}$ = kons. i jord (mg/kg) etter tilførsel av slam i 10 år

C_{slam} = kons. i slam (mg/kg TS)

$\text{APPL}_{\text{slam}}$ = Mengde slam tilført (kg TS/daa/år)

$\text{DEPTH}_{\text{jord}}$ = Innblandingsdyp i jord (m)

RHO_{jord} = bulketthet for jord (kg/m³)

Facc = fraksjon akkumulert i et år

k = 1. ordens hastighetskonstant for fjerning av stoffet fra topplaget (d⁻¹)

$\text{PEC}_{\text{lokal}}$ beregnes med 20 cm jordtykkelse mht. risiko på terresterisk økosystem. Samme jordtykkelse benyttes for å vurdere risiko mht. avlinger som benyttes til menneskelig inntak og 10 cm jordtykkelse benyttes for beiteareal for kveg. Spredning til grunnvann vurderes også. I tillegg tas det hensyn til om noen av de samme stoffene kan spres via luft.

Figur 25. EC (TGD, 2003b) og EUSES (RIVM, 2004) modell for å beregne konsentrasjonen av MF og legemidler i jord der slam benyttes til jordforbedring i landbruket.

De fleste legemidlene er lite nedbrytbare. I den innledende screening er nedbrytningen satt lik 0. Det betyr at tilført mengde MF fra slam over 10 år er omregnet til konsentrasjonen i den jorden der den er tilført (1000 m² i 0,2 m dybde=200 m³ jord).

Revidering av gjødselsvareforskriften er forventet. Det forventes at reduserte mengder slam vil tillates benyttet på jordbruksareal på grunn av begrensinger foreslått mht. bruk av næringsstoffer (N og P). Det forventes at det kommer krav til N og P i gjødsel. For å sikre sirkulær

økonomi og utnyttelse av verdifulle næringsstoffer (og hindre uønsket utlekking til resipienter) har Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet foreslått å redusere spredmengden av organisk avfall. Dette skal gjøres for å redusere dagens grenser for tillatt mengde fosfor per dekar (daa) jordbruksareal. Landbruksdirektoratet har foreslått en gradvis nedtrapping fra dagens grense på 3,5 kg/daa/år til 3 kg/daa/år innen 2026-2028 og evt. 2,5 kg P/daa/år innen 2031. MDir foreslår 2,1 kg/daa/år for å sikre bedre utnyttelse av fosfor (NIBIO, 2021), se Tabell 12 som er hentet fra denne rapporten.

Tabell 12. Oppsummering av foreslåtte endringer til nytt regelverk i gjødselsvareforskriften (kilde Landbruksdirektoratet, Mattilsynet og Miljødirektoratet (fra NIBIO, 2021 7-50 rapport).

Virkeområde	Gammel forskrift	Forslag til i ny forskrift
		Landbruksdirektoratets forslag:
		3 kg fosfor/daa på fulldyrka/overflatedyrka areal. Tilsvarende 5 daa/GDE. Innen 5-7 år.
		2 kg fosfor/daa på innmarksbeiter, 7,5 daa/GDE. Innen 5-7 år.
§ 24 Spredemengde	4 daa per GDE tilsvarende 3,5 kg fosfor per dekar (14 kg fosfor/ 4 daa = 3,5)	Maksverdi på 3,5 kg fosfor/daa og 35 kg nitrogen/daa ved kombinasjon med mineralgjødsel/andre kommersielt omsatte gjødselvarer. Innen 10 år en grense på 2,5 kg fosfor/daa, 6 daa/GDE og maks 3 kg fosfor/daa ved kombinasjon husdyrgjødsel og mineralgjødsel
		Miljødirektoratets forslag:
		Går bort fra kravet til spredeareal i forhold til GDE, og skal reguleres mest mulig uavhengig av gjødselslag.
		Maksimalt 2,4 kg/fosfor/daa/år – innen 5 år.
		På slutt en maks grense på 2,1 kg fosfor/daa/år.
		Gis unntak når kravet ikke treffer og vil gå ut over avlingsnivå.
		Strengere/supplerende krav i nedbørsfelt.

Hvis vi antar at slam inneholder 2-3 % P (basert på TS) og at kravet reduseres til maks 2,1 kg P/daa/år, betyr det:

- 1 tonn TS slam/daa jord/10 år → 30 (g P/kg TS slam) *1000 (kg TS slam/daa/10 år) → 30 kg P/daa per 10 år → 3 kg P/daa/år
- Miljødirektoratets forslag på 2,4 kg P/daa/år innen 5 år → 0,8 tonn TS slam/da/10 år
- Miljødirektoratets forslag om reduksjon til 2,1 kg P/daa/år → 700 kg TS slam/daa/10 år
- Slammet blandes normalt i 20 cm jord → 1 daa jord tilsvarende 1000 m² * 0,2 m = 200 m³ jord. Jord har en tetthet fra 1,5-2 tonn/m³ → 1 daa jord tilsvarende (bruker bulk tetthet=1,7 tonn/daa) → 340 tonn jord/daa.

I våre beregninger av konsentrasjon i jord benyttes spredmengden 1000 kg TS slam/daa/10 år, hvilket gir en fortykning av konsentrasjonen av stoff a:

$$PEC_a = C_{jord,a} \text{ (mg/kg jord)} = C_{slam,a} \text{ (mg/kg TS)} * 1000 \text{ (kg TS/daa)} / 400\,000 \text{ kg jord/daa [mg/kg jord]}$$

For landbruksjord benyttes et TOC-innhold med en default verdi fra EUSES på 2 %, $f_{oc} = 0,02$.

I Miljødirektoratets vurderinger om nye grenseverdier for organiske miljøgifter, valgte man å benytte 90-persentil av de analyseresultatene som forelå som utgangspunkt for vurderinger av miljørisiko. Ved å gå inn i måleresultatene fra siste slamundersøkelsen 2017/2018 av Norsk Vann (2019) og i datagrunnlaget for legemidler i slam fra screeningundersøkelsene finner vi informasjon om 90-persentil av en rekke legemidler i norsk slam. Defaultverdier fra EUSES (RIVM, 2004) er benyttet fra jord der vi mangler informasjon.

I denne risikovurderingen har vi valgt å kun vurdere risiko mht. terrestrisk økosystem. For aktuelle legemidler er ikke terrestriske økotoksikologiske data tilgjengelig

($PNEC_{soil}$). Vi har tilgang til $PNEC_{akvatisk}$ og benytter beregningsmodellen som er oppgitt for EUSES-modellen (RIVM, 2004):

$$PNEC_{soil} = PNEC_{akvatisk} * K_{soil-water} / RHO_{soil}$$

RHO_{soil} = tetthet for jord (1700 kg/m³ benyttes)

$K_{soil-water}$ er fordelingskoeffisienten for jord-vann, og beregnes med følgende ekvasjon:

$$K_{soil-water} = Fair_{soil} * K_{air-water} + Fwater_{soil} + Fsolids_{soil} * Kp_{soil} * RHO_{solid}$$

$Fair_{soil}$ = fraksjon i luftfase (m³/m³)

$Fwater_{soil}$ = fraksjon i vannfase (m³/m³)

$Fsolids_{soil}$ = fraksjon adsorbert til partikler

$K_{air-water}$ = fordelingskoeffisient for luft-vann

Kp_{soil} = fordelingskoeffisient for jord-vann

RHO_{solid} = tetthet for solids

Ved et organisk innhold på 2 % TOC i jorden, kan Kp_{soil} estimeres utfra følgende ekvasjon:

$$Kp_{soil} = Foc_{soil} * K_{oc} = 0,02 * K_{oc}$$

Foc_{soil} = fraksjon av organisk stoff i jorden

K_{oc} = normalisert fordelingskoeffisient, basert på organisk innhold

K_{oc} kan beregnes utfra K_{ow} , se kapittel 3.5. For basiske legemidlene er K_{ow} erstattet med D_{ow} , som tar hensyn til at stoffet delvis er i ionisert form:

$$K_{oc} = 1,26 * K_{ow}^{0,81} / 1000$$

Siden legemidlene i liten grad er flyktige, er andelen som går til luft liten, dvs. $Fair_{soil} * K_{air-water} \sim 0$. Fordelingskoeffisienten for jord-vann kan da skrives som:

$$K_{soil-water} = Fwater_{soil} + Fsolids_{soil} * Kp_{soil} * RHO_{solid}$$

Defaultverdier fra Tabell 13 er benyttet, hvilket betyr at:

$$K_{soil-water} = 0,2 + 0,6 * 0,02 * 1,26 * K_{ow}^{0,81} / 1000 * 2500 = 0,2 + 0,0378 * K_{ow}^{0,81}$$

Tabell 13. Defaultverdier fra EUSES (RIVM, 2004)

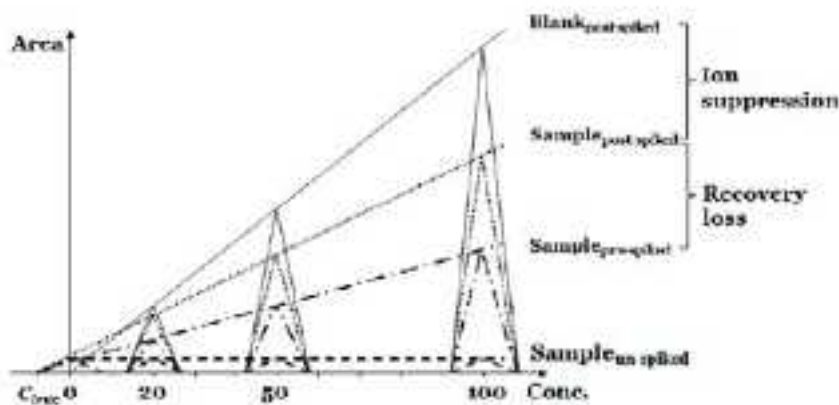
Parameter	Symbol	Unit	Value
General			
Density of solid phase	RHO_{solid}	[kg _{solid} /m _{solid} ³]	2500
Density of water phase	RHO_{water}	[kg _{water} /m _{water} ³]	1000
Density of air	RHO_{air}	[kg _{air} /m _{air} ³]	1,3
Soil			
Volume fraction of solids in soil	$Fsolid_{soil}$	[m _{solid} ³ /m _{soil} ³]	0,6
Volume fraction of water in soil	$Fwater_{soil}$	[m _{water} ³ /m _{soil} ³]	0,2
Volume fraction of air in soil	$Fair_{soil}$	[m _{air} ³ /m _{soil} ³]	0,2
Weight fraction of organic carbon in soil solids	Foc_{soil}	[kg _C /kg _{solid}]	0,02

6. Målinger av legemidler og andre MF i norske renseanlegg og resipienter

6.1. Generelt om måling og kartlegging av legemiddelrester

Måling av legemidler ved avløpsrenseanlegg viser ofte en høyere konsentrasjon av stoffene i innløpet enn i utløpet. Det kan være tilfeller hvor de faktiske konsentrasjonene er høyere i utløpet enn i innløpet, pga. metabolismeeffekter i biologiske renseanlegg. Dette skulle f.eks. kunne forklares med at konjugasjoner av et stoff blir brutt ned ved anlegget, slik at morsubstansen blir gjenopprettet (les mer om konjugasjon i kapittel 3.3). En annen mulighet er at man måler mer av stoffet i utløpsprøven enn i innløpsprøven pga. matrikseffekter.

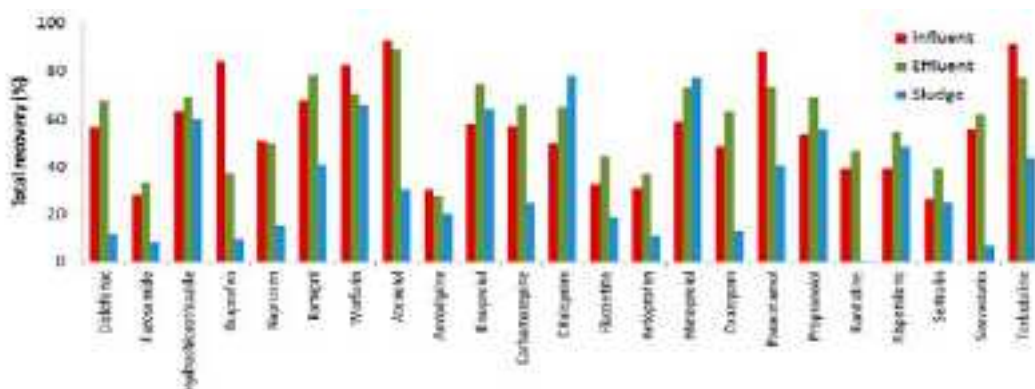
F.eks. kan interferensen fra andre stoffer være større i mer forurensede innløpsprøver enn i utløpsprøver. Interferensen innebærer at ioniseringen av substansen som man ønsker å måle blir undertrykket, såkalt ionesuppresjon. Mer forurensede prøver kan også gi større tap ved prøveopparbeidelse (recovery loss). Figur 26 illustrerer hvordan ionesuppresjon og tap ved prøveopparbeidelsen (recovery loss) kan estimeres for en matriks, ved å tilsette kjente mengder til en prøve.



Figur 26. Ved å tilsette kjente mengder av et stoff til en prøve er ionesuppresjon og tap ved prøvebehandling for en matriks bestemt (fra IVL, 2016).

IVL i Sverige vurderte i 2016 måleusikkerheter ved analyse av legemidler i innløp, utløp og i slam fra kommunale renseanlegg (IVL, 2016). Konklusjonen var at økningen fra innløp til utløp hovedsakelig kan forklares med ionesuppresjon. Det viste seg at man målte i snitt bare 51 % av de faktiske konsentrasjonene av enkelte stoff i innløpet (ionesuppresjonen utgjorde i gjennomsnitt for prøvene 49 %), mens man i utløpet

målte 65 % av de faktiske konsentrasjonene (ionesuppresjon på 35 %). For slam ble 62 % av faktisk konsentrasjon målt (38 % ionesuppresjon). Man bør altså være bevisst på at måleusikkerhetene er store ved måling av legemidler, og at måleusikkerheten er systematisk og avhengig av matriksen som man måler på.



Figur 27. Andel av total mengde av ulike legemidler som ble detektert i forskjellige matrikser (innløps-, utløps- og slamprøver fra renseanlegg i Sverige, fra IVL, 2016).

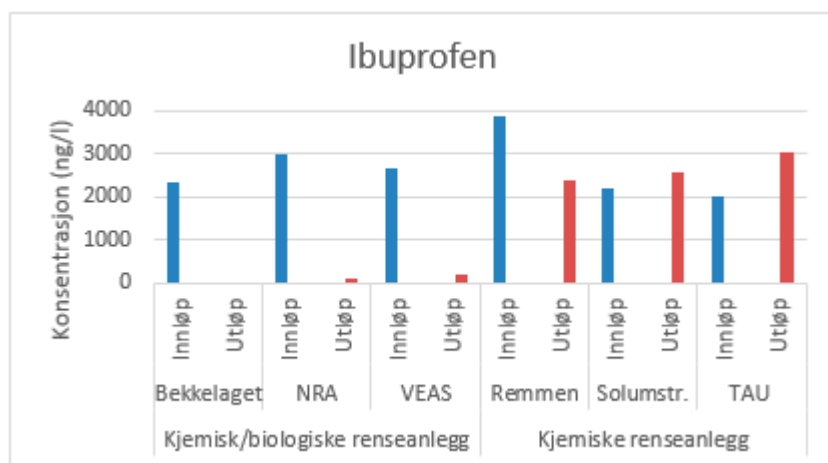
6.2. Målinger av legemiddelrester

6.2.1. Screeningundersøkelser 2005-2019

Innløp, utløp og slam ved renseanlegg

Legemidler har inngått i Miljødirektoratets overvåkingsprogram for screening av nye miljøgifter. I programmet, som ble startet 2002, måles stoffer som EU har identifisert å ha mulig miljøskade, dvs. målte konsentrasjoner kan være høyere enn terskelverdiene for miljøskade (MEC) > PNEC. Målet er å være tidlig ute med å identifisere og regulere nye miljøgifter, før de spres i naturen i så stort omfang at de kan bli et miljøproblem. Stoffer på EUs observasjonsliste (watch list) er ofte blant de stoffer som undersøkes. I screeningundersøkelsene er legemidler inn og ut av norske renseanlegg og i resipienten målt i flere omganger. Det er også foretatt undersøkelser i vannresipienter (innsjøer, elver og kystfarvann), i sedimenter, i biota og i overvann.

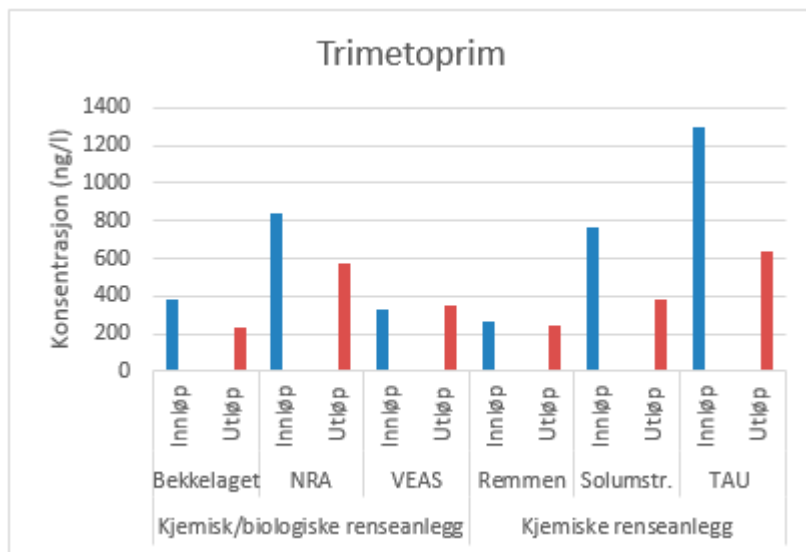
I 2005 gjennomførte DNV en screeningundersøkelse av aktive forbindelser i legemidler og kosmetikk ved deponier, renseanlegg og i resipienter (Miljødirektoratet, 2006a). Renseanleggene som var med i studien var Bekkelaget, VEAS, NRA, TAU, Remmedalen og Solumstrand. TAU, Remmedalen og Solumstrand var ved dette tidspunktet kjemiske renseanlegg, de tre øvrige anleggene var kjemiske/ biologiske renseanlegg med nitrogenfjerning. Figur 28, Figur 29 og Figur 30 viser gjennomsnittlig konsentrasjon inn og ut av renseanleggene for henholdsvis ibuprofen, trimetoprim og etiny-løstradiol ved de seks renseanleggene.



Figur 28. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av ibuprofen målt i innløp og utløp fra tre kjemiske - sammenlignet med tre kjemiske-biologiske renseanlegg i 2005 (Miljødirektoratet, 2006a).

Man ser at ibuprofen brytes ned i de biologiske renseanleggene, og at konsentrasjonen er høyere i utløpet enn innløpet for to av de tre kjemiske renseanleggene, se Figur 28. At konsentrasjonen er høyere i utløpet enn i innløpet kan sannsynligvis forklares med matrikseffekter ved analysing, jf. kapittel 6.1.

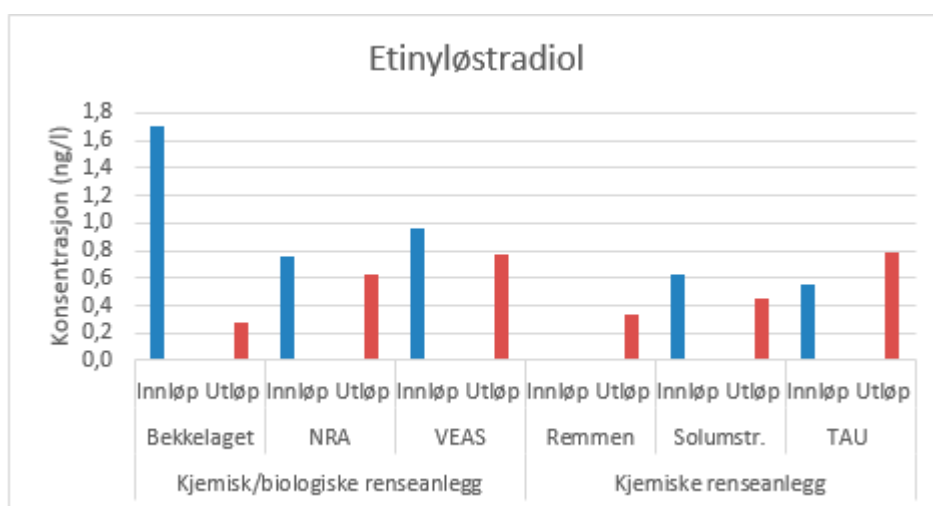
For trimetoprim er konsentrasjonene lavere i utløpet enn innløpet for de fleste renseanleggene. Høyeste renseeffekter er målt ved Bekkelaget (kjemisk-biologisk) og to av de kjemiske renseanleggene (ca. 50 % fjerning), se Figur 29.



Figur 29. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av trimetoprim målt i innløp og utløp fra tre kjemiske og tre kjemiske-biologiske renseanlegg (Miljødirektoratet, 2006a).

For etinyløstradiol var konsentrasjonen høyere i utløpet enn i innløpet for to av tre kjemiske renseanlegg og for Remmen mangler vi analyse av etinyløstradiol på innløpsvannet. For alle de kjemiske-biologiske rense-

anleggene ble det målt en reduksjon, se Figur 30. Best fjerning er oppnådd i Bekkelaget renseanlegg på 82 % mens NRA og VEAS oppnådde ~20 % fjerning.

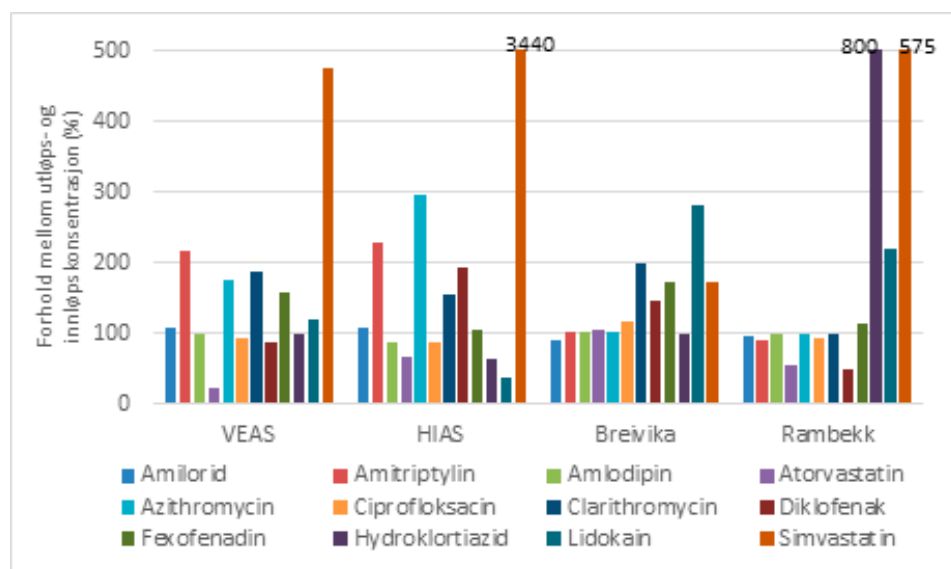


Figur 30. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av etinyløstradiol målt i inn- og utløp fra tre kjemiske – og tre kjemiske-biologiske renseanlegg (Miljødirektoratet, 2006a).

I screeningundersøkelsen fra 2008 ble forbindelser i legemidler og kosmetikk analysert på prøver fra VEAS, Breivika renseanlegg i Tromsø, samt fra Ullevål sykehus. Screeningundersøkelsen ble gjennomført av NIVA, IVL og NILU (Miljødirektoratet, 2009). Undersøkelsen omfattet 11 legemidler, sju sykehusspesifikke antibiotika,

tre røntgenkontrastmidler og fem cytostatika. Undersøkelsen konkluderte at stoffene karbamazepine, naproxen, propranolol gir grunn til bekymring pga. miljørisiko, basert på vurdering av PNEC og persistens for de ulike stoffene, sammenlignet med konsentrasjoner målt i utløp.

I 2015 ble det gjennomført en screening av legemidler og hormoner inn og ut av renseanleggene HIAS i Hamar, VEAS i Asker, Rambekk i Gjøvik og Breivika i Tromsø (Miljødirektoratet, 2016). VEAS er et kjemisk-biologisk renseanlegg med nitrogenfjerning, HIAS et kjemisk-biologisk renseanlegg uten nitrogenfjerning, Rambekk et kjemisk renseanlegg og Breivika RA et mekanisk renseanlegg (silanlegg). Figur 31 sammenligner median av målte inn- og utløpskonsentrasjoner for legemidlene ved de ulike renseanleggene. Et tall >100 % innebærer at utløpskonsentrasjonen var høyere enn innløpskonsentrasjonen. For 60 % av de målte stoffene var utløpskonsentrasjonen høyere enn innløpskonsentrasjonen, noe som sannsynligvis kan forklares med matrikseffekter (jf. avsnitt 6.1).



Figur 31. Forhold mellom median utløps- og innløpskonsentrasjoner (i prosent) ved fire renseanlegg basert på målte konsentrasjoner (Miljødirektoratet, 2016).

Legemidler ble også målt ved renseanlegg i screeningundersøkelser i 2016, 2017 og 2019. I 2016 og 2017 ble utvalgte legemidler målt i rensed avløpsvann og i slam ved HIAS og VEAS (Miljødirektoratet, 2017a og 2018a). I 2019 ble legemidler blant annet målt i inn- og utløp samt slam ved HIAS, NRA og VEAS (Miljødirektoratet, 2021).

Screeningundersøkelsen fra 2016 inkluderte 48 farmasøytiske stoffer, og de fleste av dem ble påvist i alle undersøkte matrikser. De fire gruppene av legemidler som det ble funnet mest av i prøvematerialet var smertestillende, antidepressiva, blodregulerende midler og antibiotika. I screeningundersøkelsen fra 2017 ble 46 legemidler analysert. Høyest konsentrasjon ble målt av blodtryksmedisinene valsartan, metoprolol og irbesartan samt antihistaminet feksofenadin. Screeningundersøkelsen fra 2019 inkluderte 45 ulike legemidler og metabolitter.

Tabell 14 sammenstiller analyser av legemidler på stikk- og blandprøver fra innløp, utløp og slam ved renseanlegg fra screeningundersøkelser 2005, 2006, 2016, 2017 og 2019 (Miljødirektoratet 2006a, 2007,

2017a, 2018a og 2020). Hvis legemidlene ikke er detektert, er gjennomsnitt beregnet ved å sette konsentrasjonen til 0. Resultatet fra enkeltmålinger fra screeningen i 2015 (Miljødirektoratet, 2016) var ikke tilgjengelig (bare gjennomsnitt), og er derfor ikke inkludert i tabellen. Alle måledata er vist i Vedlegg 1 til rapporten.

Tabell 14. Sammenstilling av målinger av legemidler ved ulike typer av avløpsrenseanlegg fra screeningundersøkelser (Miljødirektoratet 2006a, 2007, 2017a, 2018a og 2021).

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger			Gjennomsnittlig konsentrasjon (ng/l, µg/kg TS)			Maksimal konsentrasjon (ng/l, µg/kg TS)			90-persentil i slam ⁶ (µg/kg TS)
		Inn	Ut	Slam	Inn	Ut	Slam	Inn	Ut	Slam	Slam
Antiinflammatorisk	Diklofenak ^{1, 2, 3, 4}	15	23	26	680	658	34	2500	4900	81	69
	Ibuprofen ^{4,5}	18	18	16	1 707	830	530	3900	3900	8400	25
Antibiotika	Sulfametoxazol ^{1, 2, 4, 5}	26	28	28	169	125	900	1100	740	2E4	59
	Trimetoprim ^{1, 2, 4, 5}	26	28	28	546	360	6 002	2775	1260	7E4	15300
	Ciprofloksacin ^{4,5}	18	18	16	889	147	1,3E6	5876	1900	3,8E6	3,4E6
	Clarithromycin ^{2, 3}	2	10	13	42	32	10	67	88	30	28,4
Opioid	Tramadol ^{1, 2, 3}	8	16	19	533	444	10	840	870	26	19,4
Antiepileptika	Karbamazepin ^{1, 2, 3}	8	16	19	250	277	215	420	460	650	596
Psykoletika	Oksazepam ^{1, 2, 3}	8	16	19	419	456	6	570	740	22	18,4
Antidepressiver	Citalopram ^{1, 2, 3}	8	22	26	39	73	220	57	150	900	490
	Venlafaksin ^{1, 2, 3}	8	16	19	210	191	333	300	300	920	824
	O-desmetylvenlafaksin ^{1, 2, 3}	8	16	19	508	577	14	1000	1500	47	40,4
Blodtrykksmedisin	Metoprolol ^{1, 2, 3, 4}	15	23	26	908	801	76	2200	1900	310	250
Diabetesmedisin	Metformin ¹	6	6	6	49333	3,3E4	51	71E3	81000	140	118,5
	Guanylurea ¹	6	6	6	2300	7,6E4	14	4000	190000	49	43
Hormoner	Etinyløstradiol ^{4, 5}	17	17	16	0,4	0,3	40	1,7	0,81	640	
	Østradiol ^{4, 5}	17	17	16	14	3	1 378	44	11	6100	4700

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2017a; ⁴Miljødirektoratet 2007; ⁵Miljødirektoratet 2006a;

⁶Brukt til risikovurdering i kapittel 8.3

Tabell 15 sammenstiller målinger fra kjemiske-biologiske renseanlegg fra screeningundersøkelsene i 2005, 2006 og 2019. I screeningundersøkelsene fra 2016 og 2017 ble det målt på utløpsprøver uten å samtidig måle på innløpet, og disse undersøkelsene er ikke inkludert i tabellen, fordi beregnede renseeffektene da ikke blir representative. Det er målt på stikkprøver i screening-

undersøkelsen fra 2005 og døgnblandprøver i undersøkelsene fra 2006 og 2019 (målinger på stikkprøver gir større usikkerhet ved estimering av renseeffekter enn ved måling på døgnblandprøver). Tabellen viser også beregnet renseeffekt beregnet fra de gjennomsnittlige konsentrasjonene i inn- og utløp.

Tabell 15. Sammenstilling av målinger av legemidler ved kjemisk-biologiske avløpsrenseanlegg fra screeningundersøkelser, samt beregnet renseeffekt utfra gjennomsnittlig konsentrasjon (2006a, 2007 og 2021).

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger			Gjennomsnittlig konsentrasjon (ng/l, µg/kg TS)			Reduksjon (%)	Anlegg
		Inn	Ut	Slam	Inn	Ut	Slam		
Anti-inflammatorisk	Diklofenak ^{1,2}	13	13	13	407	219	15	46	HIAS, NRA, VEAS
	Ibuprofen ^{2,3}	13	13	12	1 417	95	7	93	Bekkelaget, NRA, VEAS
Antibiotika	Sulfametoxazol ^{1,2,3}	19	19	18	128	75	11	41	Bekkelaget, HIAS, NRA, VEAS
	Trimetoprim ^{1,2,3}	19	19	18	512	354	669	31	Bekkelaget, HIAS, NRA, VEAS
	Ciprofloksacin ^{2,3}	13	13	12	816	57	1,3E6	93	Bekkelaget, NRA, VEAS
Opioid	Tramadol ¹	6	6	6	500	453	9	9	HIAS, NRA, VEAS
Antiepileptika	Karbamazepin ¹	6	6	6	218	248	110	-14	HIAS, NRA, VEAS
Psykolettika	Oksazepam ¹	6	6	6	435	390	2	10	HIAS, NRA, VEAS
Antidepressiver	Citalopram ¹	6	6	6	40	43	73	-9	HIAS, NRA, VEAS
	Venlafaksin ¹	6	6	6	210	207	41	2	HIAS, NRA, VEAS
	O-desmetylvénlafaksin ¹	6	6	6	557	673	6	-21	HIAS, NRA, VEAS
Blodtrykksmedisin	Metoprolol ^{1,3}	13	13	13	808	689	44	15	HIAS, NRA, VEAS
Diabetesmedisin	Metformin ¹	6	6	6	49333	33133	51	33	HIAS, NRA, VEAS
	Guanylurea ¹	6	6	6	2300	75833	14	-3197	HIAS, NRA, VEAS
Hormoner	Etinyløstradiol ^{2,3}	12	12	12	0,4	0,2	0	50	Bekkelaget, NRA, VEAS
	Østradiol ^{2,3}	12	12	12	16	1,0	1 176	94	Bekkelaget, NRA, VEAS

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2007; ³Miljødirektoratet 2006a

Tabell 16 viser en sammenstilling av målinger fra kjemiske renseanlegg fra screeningundersøkelsen fra 2005, hvor det ble målt på stikkprøver (Miljødirektora-

tet, 2006a). Tabellen viser også beregnet reduksjon utfra gjennomsnittlige målinger i inn- og utløp.

Tabell 16. Sammenstilling av målinger av legemidler ved kjemiske avløpsrenseanlegg fra screeningundersøkelsen i 2005 ved Remmendalen, Solumstrand og TAU (som da var kjemiske renseanlegg), samt beregnet renseeffekt utfra gjennomsnittlig konsentrasjon (Miljødirektoratet, 2006a).

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger			Gjennomsnittlig konsentrasjon (ng/l, µg/kg TS)			Reduksjon (%)
		Inn	Ut	Slam	Inn	Ut	Slam	
Antiinflammatorisk	Ibuprofen	5	5	4	2 460	2 740	2 100	-11
Antibiotika	Sulfametoxazol	5	5	4	364	207	6 250	43
	Trimetoprim	5	5	4	878	454	39 000	48
	Ciprofloksacin	5	5	4	1 080	380	1 400 000	65
Hormoner	Etinyløstradiol	5	5	4	0,4	0,4	160	0
	Østradiol	5	5	4	10	7,1	1 985	29

Miljøriskoen ved målingene fra screeningundersøkelsene er vurdert i kapittel 8.1.3.

Overflatevann

Screeningundersøkelsen fra 2005 inkluderte målinger av legemiddelrester på vannprøver fra overflatevann (Miljødirektoratet, 2006a). Det ble tatt ut prøver fra 8 prøvepunkter, fra Øyeren, Nitelva (ved utslippet NRA), Drammensfjorden (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg), Unnebergbekken (ved utslippet til Rokke avfallsanlegg), Tønsberg (ved utslippet til TAU renseanlegg), indre Oslofjord (ved utslipp til Bekkelaget, VEAS og i prøvepunktet IOJAMP-30B). Av de 20 legemidler og metabolitter som er vurdert i denne rapporten, ble 6 analysert (ibuprofen, sulfametoksazol, trimetoprim, ciprofloksacin, etinyløstradiol og østradiol). Av disse stoffene ble bare ibuprofen og østradiol påvist i målbare konsentrasjoner, ibuprofen i 2 av 8 prøver og østradiol i 3 av 8 prøver. Ibuprofen ble målt til 36 ng/l i Nitelva utenfor NRA og til 140 ng/l i Drammensfjorden utenfor Solumstrand. Målte konsentrasjoner av østradiol var 0,22 ng/l i Nitelva utenfor NRA, 0,25 ng/l i Drammensfjorden utenfor Solumstrand og 0,11 ng/l utenfor TAU. Konsentrasjonen av ibuprofen var dermed målt over

PNEC utenfor Solumstrand (100 ng/l for sjøvann, jf. kapittel 3.5). For østradiol var konsentrasjonen over PNEC utenfor både NRA og Solumstrand (0,04 ng/l for ferskvann og 0,004 ng/l for sjøvann). For sulfametoksazol, ciprofloksacin, trimetoprim, etinyløstradiol og østradiol var deteksjonsgrensene lavere enn PNEC for ferskvann og/eller sjøvann, så selv for prøver hvor disse stoffene ikke ble detektert så kan man ikke utelukke at konsentrasjonene var lavere enn PNEC.

Det ble også målt legemiddelrester med passive prøvetakere i Mjøsa i forbindelse med screeningundersøkelsen i 2019 (Miljødirektoratet, 2021). Passive prøvetakere ble plassert ut i nærheten av utslippspunktet fra HIAS (E612882, N6738703) i perioden 13.06.19-01.07.19 (18 døgn). Trimetoprim og guanylurea ble ikke detektert (deteksjonsgrensene på henholdsvis 0,2 og 0,22 ng/l). De øvrige stoffene ble detektert, se konsentrasjoner i Tabell 17. MEC/PNEC var over 1 for diklofenak og oksazepam, noe som indikerer negative miljøeffekter for disse stoffene.

Tabell 17. Måling med passive prøvetakere i forbindelse med screeningundersøkelsen 2019, ved utslippspunktet til HIAS i Mjøsa (Miljødirektoratet, 2019)

Type legemiddel	Stoff	Konsentrasjon (µg/l)	PNEC FV (µg/l)	MEC/PNEC
Antiinflammatoriske	Diklofenak	0,065	0,05	1,3
Antibiotika	Trimetoprim	<0,0002	0,0029	<0,07
	Clarithromycin	0,00031	0,13	0,002
Opioid	Tramadol ¹	0,0046	10	0,0005
Antiepilepsimedisin	Karbamazepin ¹	0,0042	0,1	0,04
Psykoleptika	Oksazepam ¹	0,0033	0,0018	1,8
Antidepressiver	Venlafaksin ¹	0,0026	0,03	0,09
	O-desmetylvenlafaksin ¹	0,003	0,03	0,1
Blodtrykksmedisin	Metoprolol ^{1,3}	0,0087	0,62	0,01
Diabetesmedisin	Metformin ¹	0,0065	780	8,3E-06
	Guanylurea ¹	<0,00022	780	<2,8E-07

Sedimenter

I forbindelse med screeningundersøkelser i 2005 ble det målt på sedimenter ved 12 lokaliteter, på 6 av de 20 legemidlene som studeres nærmere i denne studien. Det ble tatt ut prøver fra Øyeren, Nitelva (ved utslippet NRA), Drammensfjorden (ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg, ved bybrua og referansepunkt), Unnebergbekken (ved utslippet til Rokke avfallsanlegg), Tønsberg (ved utslippet til TAU renseanlegg og referansepunkt), indre Oslofjord (ved utslipp til Bekkelaget, VEAS og i prøvepunktet IOJAMP-30B) og Iddefjorden (ved utslippet fra Remmendalen renseanlegg i Halden).

Nedenfor presenteres resultater fra disse målinger:

- Østradiol ble detektert i 6 av 12 prøver, fra Unnebergbekken, ved utslippet til Rokke avfallsanlegg, Nitelva, Iddefjorden, Drammensfjorden og i indre Oslofjord, ved utslippet til Bekkelaget (henholdsvis 0,16, 0,37, 1,3, 0,1, 0,17, 0,68 ng/l). Øvrige prøver var over deteksjonsgrensen på 0,1 ng/l.
- Ciprofloksacin ble detektert i 3 av 12 prøver, fra Nitelva, Øyeren og Iddefjorden (henholdsvis 130, 13 og 30 µg/kg TS). Øvrige analyser var under deteksjonsgrensen på 10 µg/kg TS.

- Trimetoprim ble detektert i 3 av 12 prøver, fra Nitelva, Iddefjorden og indre Oslofjorden utenfor Bekkelaget (henholdsvis 2,3, 1,8 og 1,2 µg/kg TS). Øvrige analyser var under deteksjonsgrensen på 1 µg/kg TS.
- Ibuprofen ble detektert i 1 av 12 prøver, utenfor TAU i Tønsberg, hvor en konsentrasjon på 2,8µg/kg TS ble målt. Øvrige analyser var under deteksjonsgrensen på 2 µg/kg TS.
- Sulfametoxazol var under deteksjonsgrensen på 1 ng/l for alle 12 prøver, og etinyløstradiol var under deteksjonsgrensen på (0,1-0,4 ng/l) for alle 12 prøver.

I forbindelse med screeningundersøkelser 2016, 2017 og 2019 ble det tatt ut prøver fra sedimenter på forskjellige punkter i Mjøsa (på fem forskjellige avstander fra utslippet fra HIAS) og i indre Oslofjorden (i punkter ved utslippet fra VEAS, og lenger ut i fjorden) (Miljødirektoratet, 2017a, 2018a, 2021). Tabell 18 viser resultatene fra målingene.

Tabell 18. Målte konsentrasjoner (µg/kg TS) over deteksjonsgrenser i sedimentprøver fra indre Oslofjorden og Mjøsa i forbindelse med screeningundersøkelser (- = ingen prøver over deteksjonsgrensen, blank = ikke målt, Miljødirektoratet, 2017a, 2018a, 2021).

Type legemiddel	Stoff	Indre Oslofjorden		Mjøsa		
		MDir (2017a) 7 prøver	MDir (2018a) 1 prøve	MDir (2017a) 6 prøver	MDir (2018a) 1 prøve	MDir (2021) 4 prøver
Antiinflammatoriske	Diklofenak	-	-	-	-	-
Antibiotika	Sulfametoxazol	-	-	-	-	-
	Clarithromycin	-	-	-	-	-
Opioid	Tramadol	-	-	-	0,46	0,38
Antiepilepsimedisin	Karbamazepin	-	1,2	-	2,4	0,52
Psykoletika	Oksazepam	-	4,0	-	4,6	-
Antidepressiver	Citalopram	-	0,39	-	0,3	-
	Venlafaksin	-	-	-	0,49	0,041
	O-desmetylvenlafaksin	-	-	-	0,6	0,62
Blodtrykksmedisin	Metoprolol	-	1,2	-	2,5	-
Diabetesmedisin	Metformin					140 14 9,3
	Guanylurea					-

Biota

I forbindelse med screeningundersøkelser i 2005 ble legemiddelkonsentrasjoner målt på torsk fra indre Oslofjorden, Drammensfjorden, i Iddefjorden og fra et referansepunkt utenfor Færder. Det ble også målt på abbor i Øyren (fra to lokaliteter) og fra blåskjell i ytre Oslofjorden (utenfor TAU i Tønsberg). Ingen av de undersøkte forbindelsene ble funnet i biota i screeningundersøkelsen. Det overrasket forfatterne av rapporten, tatt i betraktning at mange bioakkumulerende stoffer var inkludert i studien, basert på tilgjengelig informasjon. Det kan ikke utelukkes at deteksjonsgrensen i biologiske prøver var for høy for enkelte av forbindelsene.

I forbindelse med en screeningundersøkelse fra 2016 ble det analysert på 9 av de utvalgte legemidlene (jf. 3.5) på

torskelever, strandkrabbe og strandsnegl fra indre Oslofjorden og på fiskelever og fiskefilet fra forskjellige fiskearter fra Mjøsa (Miljødirektoratet, 2017a). I torskelever fra indre Oslofjord ble tramadol detektert i 4 av 15 prøver (3,2-9,4 µg/TS) og venlafaksin i 1 prøve (0,56 µg/kg TS). Av 2 prøver på strandsnegl ble tramadol påvist i begge prøvene (14 og 1000 µg/kg TS). Av tre prøver av strandkrabbe ble tramadol påvist i to prøver (27 og 49 µg/kg TS). I fiskelever fra Mjøsa ble tramadol detektert i 3 av 4 prøver (21-4900 µg/kg TS), clarithromycin i 1 prøve (1,1 µg/kg TS), venlafaksin i 1 prøve (2 µg/kg TS), O-desmetylvenlafaksin i 1 prøve (3,1 µg/kg TS) og sulfametoxazol i 1 prøve (420 µg/kg TS). I fiskefilet og hel fisk fra Mjøsa ble tramadol påvist i 8 av 16 prøver (2,9-15 µg/kg TS), sulfametoxazol i 5 prøver (7-14µg/kg TS), clarithromycin i 2 prøver (0,34-0,64

µg/kg TS), venlafaksin i 2 prøver (2,6 og 6,1 µg/kg TS), O-desmetylvenlafaksin i 1 prøve (1,7 µg/kg TS) og citalopram i 1 prøve (1,2 µg/kg TS).

I en screeningundersøkelse fra 2017 ble det målt på 9 av de utvalgte legemidlene på prøver fra biota i indre Oslofjord og Mjøsa (Miljødirektoratet, 2018a). Av 15 torskeleverprøver fra indre Oslofjord ble det påvist O-desmetylvenlafaksin i 7 prøver (0,72-2,1 µg/kg TS) og metoprolol i 1 prøve (0,53 µg/kg TS). I prøvene på fisk fra Mjøsa ble diklofenak påvist i en prøve av hel småfisk (24 µg/kg TS). Det ble ikke påvist legemidler i prøver fra blåskjell, snegl, reke eller krill fra indre Oslofjord, eller i kreps fra Mjøsa.

Screeningundersøkelsen i 2019 inkluderte 56 prøver fra biota fra indre Oslofjorden og Mjøsa. Det ble tatt ut prøver av filet, lever og hjernevev fra forskjellige størrelsesgrupper av torsk, hvitting, gapeflyndre, øyepål, hyse, ålebrosmme og sei. Undersøkelsen inkluderte også ferskvannsprøver fra bentisk biota fra Mjøsa. Av de utvalgte legemidlene ble det analysert på 12 stoffer. Metoprolol ble påvist i 9 prøver, venlafaksin i 8 prøver, citalopram i 6 prøver, clarithromycin og oksazepam i 2 prøver hver og tramadol og karbamazepin i en prøve hver.

6.2.2. Målinger av legemidler i sykehusavløp

I 2006 ble 12 forskjellige legemidler målt i avløp fra Ullevål sykehus, Rikshospitalet og i innløpet til VEAS renseanlegg (Miljødirektoratet, 2007). Målet var blant annet å undersøke hvor stor andel av legemiddelrestene i avløpet som kommer fra sykehusene. Undersøkelsen viste at bidraget fra sykehusene generelt var lavt (< 2 %) av den totale mengden som ble målt ved renseanlegget. Unntaket var for paracetamol og trimetoprim, der om lag 12-14 % av legemidlene stammet fra avløpet til de to sykehusene. Brorparten av legemidlene som havner i miljøet stammer dermed fra norske husholdninger. Dette stemmer med internasjonale erfaringer, bl.a. fra Danmark.

I forbindelse med screeningundersøkelsen i 2015 ble legemidler målt i avløpet fra Ullevål, Hamar og Tromsø sykehus, samtidig som det ble målt på respektive avløpsrenseanlegg (VEAS, HIAS og Breivika, Miljødirektoratet, 2016). Sykehus Innlandet Hamar (SI) bidro med 83 % av tilførselen av ciproflokacin, 6,2 % av clarithromycin 9,3 % av diklofenak, 3,5 % av feksofenadin og 3,7 % av tilførselen av simvastatin til HIAS renseanlegg. UNN Tromsø bidro med 5,5 % av tilførselen av Lidokain til Breivika renseanlegg i Tromsø. For øvrige medisinerer var bidragene til renseanleggene < 2,5 %. Bidraget fra SI til HIAS var > enn fra Ullevål til VEAS og > fra UNN til Breivika.

Tabell 19. Estimert andel fra sykehus (prosent) av total belastning til renseanlegg.

Legemiddel	Ullevål (VEAS) (%)	SI Hamar (HIAS) (%)	UNN Tromsø (Breivika) (%)
Amilorid	0,05	2,5	0,2
Amitriptylin	0,04	2,5	0,2
Amlodipin	0,04	10	0,3
Amoksisicillin	0,04	1,6	0,2
Atorvastatin	0,03	2,1	0,3
Azitromycin	0,01	1,6	0,3
Kandersartan	0,04	1,6	0,2
Kloramfenikol	0,04	1,6	0,2
Ciprofloxacin	0,05	83	0,5
Clarithromycin	0,01	6,2	0,1
Diklofenak	0,05	9,3	0,03
Feksofenadin	0,03	3,5	0,4
Gliklazid	0,04	1,6	0,2
Hydroklorotiazid	0,04	1,9	0,2
Lidokain	0,25	-	5,5
Ramipril	0,04	1,6	0,2
Simvastatin	0,28	3,7	0,1
Sulfametoxazol	0,04	1,6	0,2

6.2.3. Målinger av metabolitter

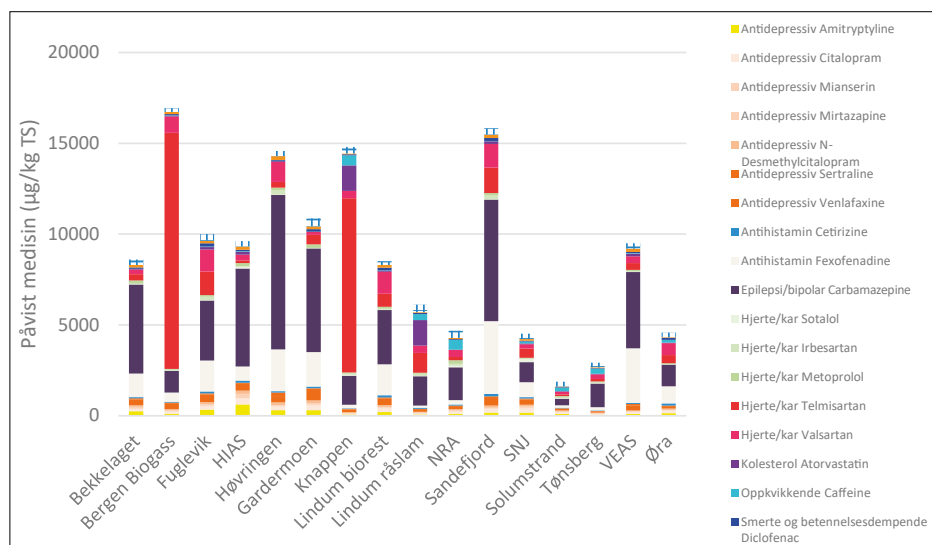
I 2010 ble forekomsten av metabolitter til utvalgte legemidler målt i renset avløpsvann og i resipienter i Oslo og Tromsø (Langford og Thomas, 2011). For legemidlene atorvastatin og diklofenak ble metabolittene påvist i langt høyere konsentrasjon enn morsubstansene. For karbamazepin var konsentrasjonen av den undersøkte metabolitten også høy, men ikke like høy som morsubstansen.

I forbindelse med Miljødirektoratets screeningundersøkelse i 2019 ble metformin og metabolitten guanylurea målt ved de kjemiske-biologiske renseanleggene NRA, VEAS og HIAS. Metformin ble detektert i alle innløps- og utløpsprøver (2 døgnblandprøver per anlegg). I innløpet var konsentrasjonen i gjennomsnitt 49 µg/l, og i utløpet var konsentrasjonen i gjennomsnitt 33 µg/l. Guanylurea ble detektert i de fire innløpsprøvene ved NRA og HIAS, men ikke i de to innløpsprøvene på VEAS. På NRA og HIAS var konsentrasjonen i gjennomsnitt 3,5 µg/l i innløpet. I utløpet derimot, ble guanylurea målt i alle 6 prøver, og den gjennomsnittlige konsentrasjonen var 76 µg/l.

6.2.4. Norsk Vanns slamundersøkelser

Norsk Vann gjennomfører hvert 5. år undersøkelser av slammet fra forskjellige norske renseanlegg. I slamundersøkelsen 2017/2018 ble 71 ulike medisinrester analysert i slam fra 18 renseanlegg (Norsk Vann, 2018). Av de 71 medisinrestene ble 62 påvist i enkeltprøver, mens 26 stoffer ble påvist i alle prøvene. Det var stor forskjell på hvilke medisinrester som ble funnet og hvilke

konsentrasjoner som ble målt ved renseanleggene. Figur 32 og Tabell 20 sammenstiller resultatet. Ved et av anleggene, Lindum, ble det målt på råslam før slambehandling, og etter termisk hydrolyse og mesofil utråkning (mengden TS reduseres over råtnetanken, noe som fører til høyere konsentrasjoner per kg TS, selv om mengden av stoffet er konstant over slambehandlings-trinnet).



Figur 32. Analyseresultater av medisinrester, medianverdier, fra slamundersøkelsen 2017/18. Kun medisiner med medianverdi >100 µg/kg TS i minst ett renseanlegg er vist i figuren (fra Norsk Vann, 2018).

Tabell 20. Målinger av utvalgte legemidler i slamundersøkelsen 2017/18 (Norsk Vann, 2018).

Type legemiddel	Stoff	Konsentrasjon (µg/kg TS)				
		Middel	Median	Min	90-persen-til	Maks
Antiinflammatoriske	Diklofenak	79,5	64	18	161	210
Antibiotika	Sulfametoxazol	2,2	<2,4	<1,1	4,6	14
	Trimetoprim	8,9	<2,4	<1,1	29,5	49
	Clarithromycin	12,1	8,3	<2,2	28	74
Opioid	Tramadol	10,9	9,4	3,4	19	28
Antiepileptika	Karbamazepin	3695	2950	240	7340	20000
Psykoletika	Oksazepam	14,4	12	<0,15	30	63
Antidepressiver	Citalopram	158,5	145	47	260	370
	Venlafaksin	53,8	41	8,2	99	280
	O-desmetylvenlafaksin	30,0	19,5	3,6	68,4	140
	Metoprolol	115	89,5	24	200	1000

6.3. Prioriterte og vannregionspesifikke MF i norske renseanlegg

6.3.1. Screeningundersøkelser 2016-2019 (og Aquateam-prosjekt 2009)

Innløp, utløp og slam ved renseanlegg

Målinger av prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i EUs vanndirektiv fra Miljødirektoratets screeningundersøkelser 2016-2019 (Miljødirektoratet, 2017a, 2017b, 2018a, 2018b og 2021) og fra et Aquateam-prosjekt fra 2009 (Storhaug, 2010) er sammenstilt i dette prosjektet. I Miljødirektoratets screeningundersøkelser ble

prøver fra VEAS (Oslo), HIAS (Hamar), NRA (Lillestrøm) og Breivika (Tromsø) analysert. I forbindelse med en screeningundersøkelse utført av Aquateam i 2009 ble prøver fra TAU renseanlegg i Tønsberg, Gardermoen renseanlegg i Ullensaker og Knappen renseanlegg i Bergen analysert. Tabell 21-Tabell 25 og Figur 33 - Figur 42 oppsummerer resultatene fra disse undersøkelsene.

Tabell 21. Informasjon om screeningundersøkelser og andre norske studier med målinger av prioriterte og vannregionspesifikke stoffer.

År	Tittel	Referanse	Rapport nr.	Renseanlegg (k=kjemiske, kb=kjemiske-biologiske, m=mekaniske)
2009	Miljøgifter ved fire norske renseanlegg	Storhaug, 2010	Aquateam-06-038	TAU (k); GRA (kb) Knappen RA (k)
2016	Mistenkte PBT-stoff	Miljødir., 2017a	M-806	VEAS (kb); HIAS (kb)
2016	Utvalgte stoff relevant for EU regulering	Miljødir., 2017b	M-818	VEAS (kb); HIAS (kb)
2017	Mistenkte PBT-stoff	Miljødir., 2018a	M-1063	VEAS (kb); HIAS (kb)
2017	AMAP Assessment-stoffer	Miljødir., 2018b	M-1080	Breivika RA (m)
2019	Mistenkte PBT-stoffer	Miljødir., 2021	M-1776	VEAS (kb); HIAS (kb); NRA (kb)

Tabell 22 sammenstiller målinger av prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i innløp, utløp og slam fra undersøkelsene i Tabell 21. I studiene mangler målinger av kort- og mellomkjedete klorparafiner, oktylfenol, heksaklorbutadien, triklorobenzener og pentaklorfenol. Plantevernmidler er ikke vurdert i rapporten, da denne gruppen av forurensninger ikke forventes i høye konsentrasjoner i kommunalt avløpsvann. Tabellen viser antall prøver som er analysert, samt andelen av disse prøvene der måleresultatene er > rapporteringsgrensen for alle prøver).

MF som er inkludert i tabellen er stoffer der det har vært gjennomført flere serier med målinger av innløp, utløp og i slam i norske renseanlegg, og der vanndirektivet har etablert terskelverdier i resipienten. Av de målte stoffene er det kun siloksan (D5) som er blitt detektert i alle vann- og slamprøvene som ble tatt ut i forbindelse med screeningundersøkelsene i Tabell 21.

Alle analyseresultatene er presentert i Vedlegg 1.

Tabell 22. Andel av målinger av prioriterte og vannregionspesifikke stoffer over deteksjonsgrensen ved norske renseanlegg, i forbindelse med screeningundersøkelser 2016-2019 (Miljødirektoratet, 2017a, 2017b, 2018a, 2018b og 2021) og Aquat-eam-prosjekt (Storhaug, 2010)

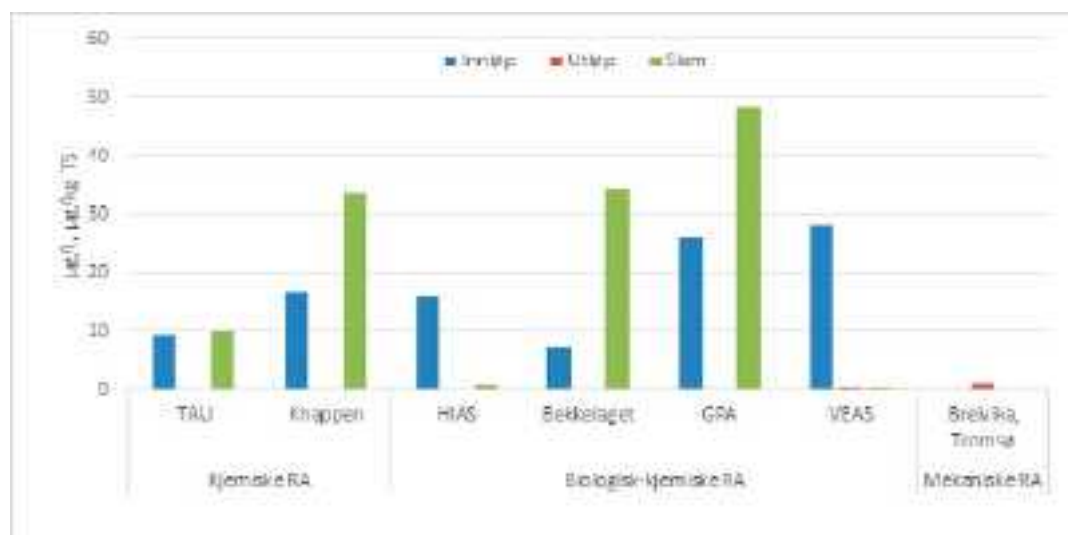
Stoffgruppe	Stoff	Antall målinger			Deteksjonsfrekvens		
		Inn	Ut	Slam	Inn	Ut	Slam
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Acenaftilen ¹ – 3 ring PAH	6	6	6	100 %	33 %	100 %
	Acenaften ¹ – 3 ring PAH	6	6	6	0 %	17 %	100 %
	Antracen ¹ – 3 ring PAH	6	6	6	67 %	0 %	100 %
	Benzo(a)pyren ¹ – 5 ring PAH	6	6	6	17 %	0 %	83 %
	Benzo(g,h,i)perylene ¹ – 6 ring PAH	6	6	6	83 %	0 %	100 %
	Benzo(b)fluoranten ¹ – 5 ring PAH	6	6	6	17 %	0 %	100 %
	Benzo(k)fluoranten ¹ – 5 ring PAH	6	6	6	50 %	0 %	50 %
	Benzo(a)antracen ¹ – 4 ring PAH	6	6	6	67 %	0 %	100 %
	Dibenzo(a,h)antracen ¹ – 5 ring PAH	6	6	6	0 %	0 %	33 %
	Fenantren ¹ – 3 ring PAH	6	6	6	100 %	83 %	100 %
	Fluoranten ¹ – 4 ring PAH	6	6	6	100 %	67 %	100 %
	Fluoren ¹ – 3 ring PAH	6	6	6	100 %	67 %	100 %
	Indeno(1,2,3-cd)pyren ¹ – 6 ring PAH	6	6	6	0 %	0 %	67 %
	Krysen ¹ – 4 ring PAH	6	6	6	100 %	0 %	100 %
	Naftalen ¹ – 2 ring PAH	6	6	6	100 %	83 %	100 %
	Pyren ¹ – 4 ring PAH	6	6	6	100 %	83 %	100 %
Bromerte flammehemmere	Tetrabromdifenyleter (BDE-28) ^{2,4}	2	10	6	0 %	0 %	100 %
	Tetrabromdifenyleter (BDE-47) ^{2,4}	2	10	6	100 %	80 %	100 %
	Pentabromdifenyleter (BDE-99) ^{2,4}	2	10	6	100 %	80 %	100 %
	Pentabromdifenyleter (BDE-100) ^{2,4}	2	10	6	0 %	10 %	100 %
	Heksabromdifenyleter (BDE-153) ^{2,4}	2	10	6	0 %	0 %	0 %
	Heksabromdifenyleter (BDE-154) ^{2,4}	2	10	6	0 %	0 %	0 %
	Heksabromsyklododekan (HBCD) ^{2,4}	-	-	7	-	-	29 %
Ftalater	Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP) ¹	6	6	6	83 %	0 %	100 %
Alkylfenoler	4-nonylfenol ¹	6	6	6	0 %	0 %	100 %
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA ^{3,4,5}	12	24	19	100 %	96 %	32 %
	PFOS ^{3,4}	0	12	7	-	0 %	100 %
Bisfenoler	Bisfenol A ^{1,2,3,5,6}	30	38	34	93 %	89 %	100 %
	Tetrabrombisfenol A (TBBPA) ^{2,3}	2	10	6	0 %	0 %	0 %
Siloksaner	Dekametylsyklopentasiloksan (D5) ^{2,3,5}	14	21	19	100 %	100 %	100 %
Polyklorerte bifenyler	PCB 28 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	84 %
	PCB 52 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	84 %
	PCB 101 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	84 %
	PCB 118 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	53 %
	PCB 138 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	84 %
	PCB 153 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	84 %
	PCB 180 ^{1,2,4}	8	10	19	0 %	0 %	74 %
Div. industrikjemikalier, løsemidler, biprodukter, etc.	1,2-Dikloreten ⁴	-	6	3	-	0 %	0 %
	Benzen ⁴	-	6	7	-	0 %	0 %
	Diklorometan ⁴	-	6	-	-	0 %	-
	Triklormetan (Kloroform) ^{1,2}	8	10	6	63 %	70 %	0 %
	Pentaklorbenzen ²	2	4	6	0 %	0 %	0 %
	Karbondotetraklorid ^{1,2}	8	10	6	0 %	0 %	0 %
	Tetrakloretylen ^{1,2}	8	10	12	0 %	0 %	0 %
	Trikloretylen ^{1,2}	8	10	6	0 %	0 %	0 %

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2018b; ⁴Miljødirektoratet 2017a; ⁵Storhaug, 2010;

⁶Miljødirektoratet 2017b;

Figur 33 viser gjennomsnitt av målte prøver fra innløp, utløp og slam ved TAU, Knappen, Bekkelaget og Gardermoen fra målinger i 2009, samt fra VEAS, HIAS og Breivika fra målinger i 2017 (ikke detektert = 0). Høyeste gjennomsnittlige konsentrasjon i utløpet ble målt ved Breivika RA, som er et mekanisk renseanlegg.

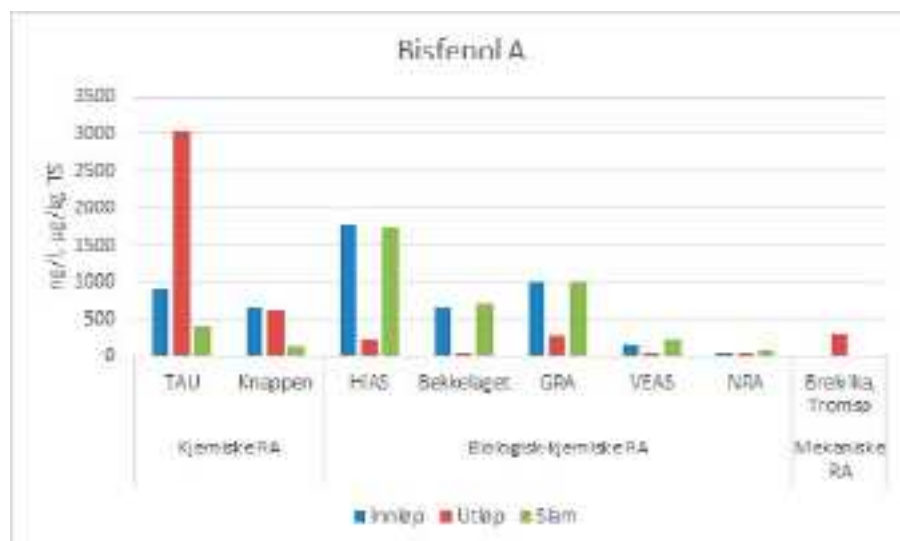
Dette anlegget forventes å ha lavest renseseffekt av anleggene, men da det ikke var målinger på innløpet fra Breivika så kan også innløpskonsentrasjonen ha vært høy til anlegget.



Figur 33. Gjennomsnittlig konsentrasjon av siloksan (D5) for målinger fra 2009 (Storhaug, 2010) og screeningundersøkelser 2017 (Miljødirektoratet, 2018a og 2018b).

Bisfenol A (BPA) er detektert i de fleste prøvene i screeningundersøkelsene. Figur 34 viser gjennomsnittet av målinger fra undersøkelsene. Målingene indikerer at renseseffekten er bedre ved de kjemiske-biologiske renseanleggene enn ved de kjemiske renseanleggene. Knappen har ingen fjerning av BPA, mens på TAU var utløpskonsentrasjonen (3 µg/l) høyere enn innløpskon-

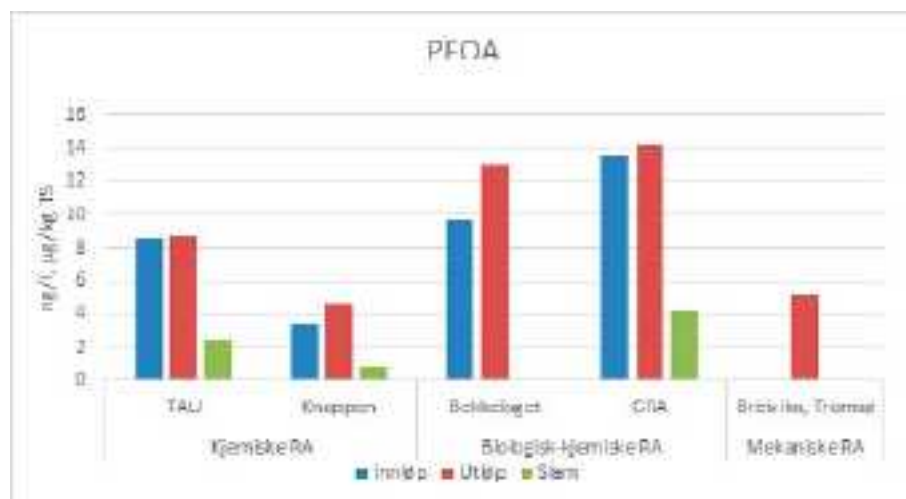
sentrasjoner, noe som sannsynligvis kan forklares med usikkerheter ved analyse pga. matrikkeffekter (jf. avsnitt 6.1) eller skyldes store variasjoner i innløpsvannet. HIAS har høyeste innløpskonsentrasjon 1,7 µg/l, og ~ 90 % fjerning av BPA. VEAS har laveste innløpskonsentrasjon (~0,2 µg/l) og 93% fjerning. Gardermoen renseanlegg har ~0,7 mg/l i innløpsvann og ~60 % fjerning av BPA.



Figur 34. Gjennomsnittlig konsentrasjon av bisfenol A for målinger fra 2009 (Storhaug, 2010) og screeningundersøkelser 2017 (Miljødirektoratet 2017b, 2018a, 2018b, 2021).

Figur 35 viser gjennomsnittet fra målinger av PFOA fra Aquateam-studien i 2009 (Storhaug, 2010) og screeningundersøkelsene i 2016 og 2017 (Miljødirektoratet 2017a og 2018b). Målingene indikerer at det er lav renseeffekt for PFOA både ved kjemiske og kjemiske-

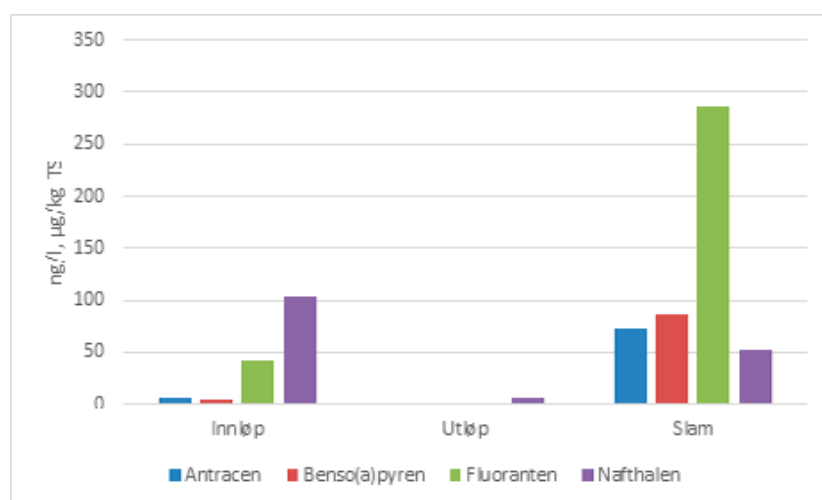
ke-biologiske renseanlegg. Konsentrasjonen øker gjennom det kjemiske-biologiske renseanlegget, og man må anta at dette skyldes usikkerheter i analyser eller variasjoner i innløpskonsentrasjon.



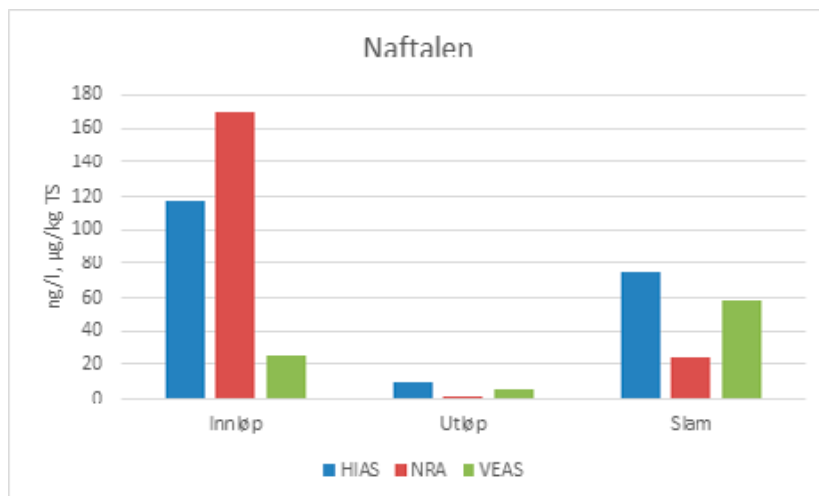
Figur 35. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFOA for målinger fra 2009 (Storhaug, 2010) og screeningundersøkelser i 2016 og 2017 (Miljødirektoratet, 2017a og 2018b).

Mange av enkeltforbindelsene av PAH i innløpsvann til renseanlegg er < deteksjonsgrensen, se Tabell 22. Noen av disse stoffene har imidlertid terskelverdier for miljøeffekter AA-EQS og MAC-EQS (hvv. miljøkvalitetsstandard for årlig gjennomsnitt og maksimal konsentrasjon) i ferskvann (FV) og sjøvann (SV) som er << enn deteksjonsgrensen. PAH-er ble målt i screeningundersøkelsen i 2019 ved HIAS, VEAS og NRA. Alle PAH-er som var med i screeningundersøkelsen ble detektert i

minst en prøve. Acenaftern, dibenzo(a,h)antracen og indeno(1,2,3-cd)pyren ble ikke detektert i innløpet til i renseanleggene, men ble målt i slamprøver. Figur 36 viser gjennomsnitt i innløp, utløp og slam av PAH-er ved renseanleggene (ikke detektert = 0) og Figur 37 viser gjennomsnitt av naftalen ved de tre renseanleggene, og dette viser mer enn 90 % fjerning fra avløpsvannet på HIAS og NRA og ca. 80 % fra VEAS.



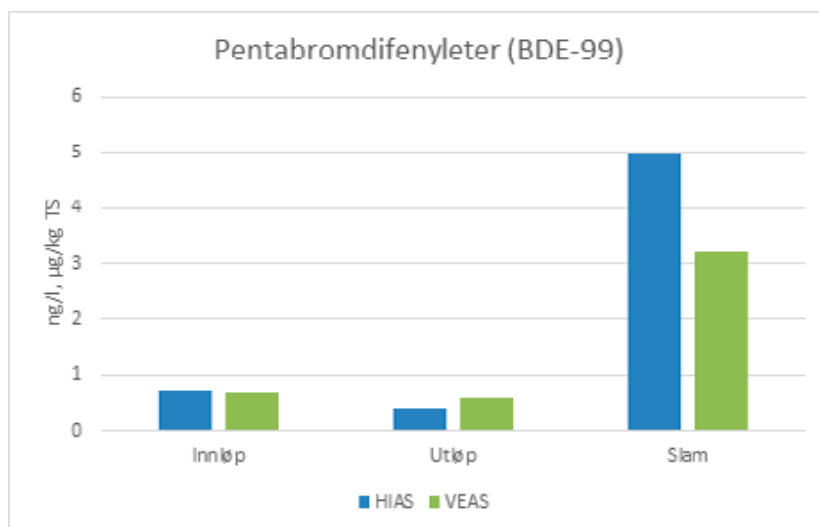
Figur 36. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PAH-er for målinger fra screeningundersøkelsen 2019 (Miljødirektoratet, 2021).



Figur 37. Gjennomsnittlig konsentrasjon av naftalen for målinger fra screeningundersøkelsen 2019 (Miljødirektoratet, 2021).

Figur 38 viser gjennomsnittet av målinger av den bromerte flammehemmeren DBE-99 ved HIAS og VEAS ved screeningundersøkelser 2017 og 2016 (Miljødirektoratet 2018a og 2017a). Målingene viser at noe av

innkommende BDE-99 adsorberes til slammet og at en relativt stor andel av innløpskonsentrasjonen følger med utløpsvannet til resipientene.



Figur 38. Gjennomsnitt konsentrasjon av BDE-99 for målinger fra screeningundersøkelser 2016 og 2017 (Miljødirektoratet 2018a og 2017a).

Overflatevann

I forbindelse med en screeningundersøkelse i 2016 ble bisfenol A målt i overflatevann fra fem punkter i Mjøsa (på fem forskjellige avstander fra utslippet fra HIAS, Miljødirektoratet, 2017a). I tre målepunkter ble bisfenol A detektert, til henholdsvis 0,4, 1,6 og 1,0 µg/l. I de to øvrige punktene var konsentrasjonen lavere enn deteksjonsgrensen på 0,2 µg/l. For ferskvann er PNEC 1,5 µg/l, og for 1 av prøvene ble det altså målt en konsentrasjon over PNEC.

I forbindelse med screeningundersøkelsen i 2019 ble DEHP, bisfenol A, PCB 7 og PAH-ene antracen, benzo(a)pyren, fluoranten og naftalen målt med passive prøvetakere, jf. Tabell 23. Konsentrasjonene for fluoranten og PCB7 var over PNEC for ferskvann.

Tabell 23. Målinger med passive prøvetakere i Mjøsa (ved utløpet fra HIAS) i forbindelse med screeningundersøkelser 2019 (Miljødirektoratet, 2021)

Stoffgruppe	Stoff	MEC (µg/l)	PNEC (AA-EQS) FV (µg/l)	MEC/ PNEC
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	0,01	0,1	0,1
	Benzo(a)pyren	<0,01	0,00017	<59
	Fluoranten	0,031	0,0063	4,9
	Naftalen	0,061	2	0,03
Ftalater	DEHP	0,002	1,3	0,001
Bisfenoler	Bisfenol A	<0,02	1,5	0,01
Polyklorerte bifenyler	PCB7	0,0107	2,4 E-6	4458

Sedimenter

I forbindelse med screeningundersøkelser 2016, 2017 og 2019 ble det tatt ut prøver fra sedimenter på forskjellige punkter i Mjøsa (på fem forskjellige avstander fra

utslippet fra HIAS) og i indre Oslofjorden (i punkter ved utslippet fra VEAS, og lenger ut i fjorden) (Miljødirektoratet, 2017a, 2017b, 2018a, 2021). Tabell 24 viser resultatene fra undersøkelsene.

Tabell 24. Målinger på sedimentprøver i Mjøsa (på forskjellige avstand fra utløpet fra HIAS) og i indre Oslofjorden (i punkter ved utslippet fra VEAS, og lenger ut i fjorden) i forbindelse med screeningundersøkelser 2019 (Miljødirektoratet, 2017a, 2017b, 2018a, 2021)

Stoffgruppe	Stoff	Deteksjons- frekvens	Resipient	Kommentar
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen ¹	0/4	Mjøsa	Under deteksjonstensen, 5 µg/kg TS for 4 prøver i Mjøsa
	Benzo(a)pyren ¹	2/4	Mjøsa	Målt til 11 µg/kg TS i Mjøsa for to prøver;
	Fluoranten ¹	3/4	Mjøsa	Målt til 26, 22 og 24 µg/kg TS i Mjøsa
	Naftalen ¹	3/4	Mjøsa	Målt til 6,6, 8,1 og 8,9 µg/kg TS i Mjøsa
Brom. flammehemmere	BDE-99 ²	0/2	Mjøsa, indre Oslofjorden	Under deteksjonsgrense 0,5 µg/kg TS
Ftalater	DEHP ¹	0/4	Mjøsa	Under deteksjonstensen, 100 µg/kg TS for 4 prøver i Mjøsa
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA ³	3/13	Mjøsa, indre Oslofjorden	Detektert i 2 av 7 prøver i indre Oslofjorden (0,96 og 0,51 µg/kg TS), 1 av 6 prøve i Mjøsa (0,51 µg/kg TS)
	PFOS ³	9/13	Mjøsa, indre Oslofjorden	Detektert i 2 av 6 prøver i Mjøsa (1,2 og 0,64 µg/kg TS), 7 av 7 prøver i Oslofjorden (gjennomsnitt 1,4 µg/kg TS)
Bisfenoler	Bisfenol A ^{1, 2, 4}	2/11	Mjøsa, indre Oslofjorden	Detektert i 1 av 10 prøver i Mjøsa (1,6 µg/kg TS), 1 av 1 prøve i indre Oslofjorden (6,4 µg/kg TS)
	TBBPA ²	0/2	Mjøsa, indre Oslofjorden	Under deteksjonsgrenser på henholdsvis 17 og 10 µg/kg TS
Siloksaner	D5 ²	1/2	Mjøsa, indre Oslofjorden	Målt til 710 µg/kg TS i indre Oslofjorden
Polyklorerte bifenyler	Sum PCB7 ^{1,2,3}	1/6	Mjøsa, indre Oslofjorden	Målt til 9,1 µg/kg TS i en prøve fra indre Oslofjorden

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2017a, ⁴Miljødirektoratet 2016a

Biota

I forbindelse med en screeningundersøkelse fra 2016 ble PFOS og PFOA analysert i prøver fra torskelever, strandkrabbe og strandsnegl fra indre Oslofjord og på fiskelever og fiskefilet fra forskjellige fiskearter fra Mjøsa (Miljødirektoratet, 2017a). PFOS ble detektert i samtlige 15 prøver fra indre Oslofjord (gjennomsnittlig konsentrasjon 24 µg/kg TS, maks 55 mg/kg TS) og samtlige 5 prøver fra Mjøsa (gjennomsnittlig konsentrasjon 48 µg/kg TS, maks 80 mg/kg TS).

I en screeningundersøkelse fra 2017 ble det målt på bisfenol, BDE-99, PCB7, D5 og TBBPA på prøver fra biota i indre Oslofjord og Mjøsa av de utvalgte prioriterte og vannregionspesifikke stoffene (Miljødirektoratet, 2018a). Av 15 torskeleverprøver fra indre Oslofjorden ble det påvist PCB 7 i alle prøvene (2-15 µg/kg TS), BDE-99 i 13 prøver (0,2-2,2 µg/kg TS) og D5 i 8 prøver (22-59 µg/kg TS). Bisfenol A og TBBPA ble ikke påvist i prøvene. I 13 prøver av fisk fra Mjøsa ble PCB 7 påvist i alle prøver (0,6-43 µg/kg TS), D5 i 12 prøver (22-53 µg/kg TS), BDE-99 i 8 prøver (0,8-2,5 µg/kg TS) og Bisfenol A i 2 prøver (21 og 40 µg/kg TS). TBBPA ble ikke påvist i prøvene av fisk fra Mjøsa.

I screeningundersøkelsen fra 2019 ble det målt prioriterte og vannregionspesifikke stoffer på 38 prøver fra biota fra indre Oslofjorden og Mjøsa. Det ble tatt ut prøver av filet, lever og hjernevev fra forskjellige størrelsesgrupper av torsk, hvitting, gapeflyndre, øyepål, hyse, ålebrosmme og sei. Undersøkelsen inkluderte også ferskvannsprøver fra bentisk biota fra Mjøsa. Av de utvalgte stoffene til denne studien ble det målt på bisfenol A, PAH-ene antracen, benzo(a)pyren, fluoranten og naftalen, samt DEHP og PCB 7. DEHP, PCB 7 og naftalen ble påvist i alle 38 prøvene, fluoranten og antracen i henholdsvis 21 og 19 prøver og benzo(a)pyren i 1 prøve. Bisfenol A ble ikke påvist i prøvene.

6.3.2. Norsk Vanns slamundersøkelser

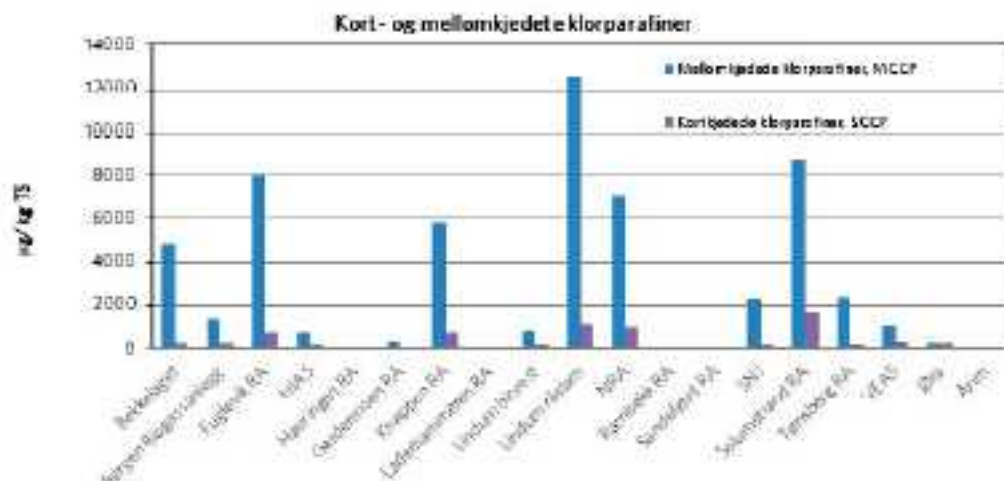
I slamundersøkelsene som Norsk Vann gjennomfører ca. hvert femte år siden 1996/97 analyseres organiske miljøgifter i avløpsslam fra ulike renseanlegg i Norge. I 2017/2018 ble månedsblandprøver fra 18 renseanlegg/biogassanlegg tatt ut i løpet av 5 måneder i vintersesongen 2017/2018. Ved Lindum ble det målt på prøver både på råslam før råtnetanker og på utråtnet slam. Tabell 25 viser gjennomsnitt, median-, min- og maksverdi for målinger ved de forskjellige renseanleggene.

Tabell 25. Målte konsentrasjoner i slamundersøkelsen 2017/2018.

Stoffgruppe	Stoff	Konsentrasjon (µg/kg TS)			
		Gjennomsnitt	Median	Min	Maks
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	52	33	6	290
	Benzo(a)pyren	55	38	0	270
	Fluoranten	244	190	27	1200
	Naftalen	135	110	17	580
	Sum PAH-16	1 811	1 536	350	5 007
Bromerte flammehemmere	PBDE 99	3	3	2	6
	Sum PBDE	349	369	96	690
Ftalater	DEHP	26 106	23 050	10 398	70 680
Alkylfenoler	4-n-nonylfenol	15	9	0	41
	4-n-oktylfenol	2	0	0	25
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	0,3	0	0	1,8
	PFOS	14,0	5,1	1,8	88,0
	Sum 29 PFAS	40	25	7	118
Bisfenoler	Bisfenol A	1 605	1 143	156	5 360
	Sum PAH-16	1 811	1 536	350	5 007
Siloksaner	Dekametylsyklopentasiloksan (D5)	5 093	3 540	130	16 400
Polyklorerte bifenyl	Sum PCB-7	18	13	0	64
Klorparafiner	Kortkjedede klorparafiner, SCCP	517	265	45	1 704
	Mellomkjedede klorparafiner, MCCP	4 031	2 318	286	12 580

Konsentrasjonene i slammet vil blant annet være avhengig av slambehandlingsmetoden som er brukt. Anaerob utråtning innebærer at noe av tørrstoffet blir brutt ned, og dette vil gi en økning av konsentrasjonen for stoffer som ikke brytes ned. De fleste organiske

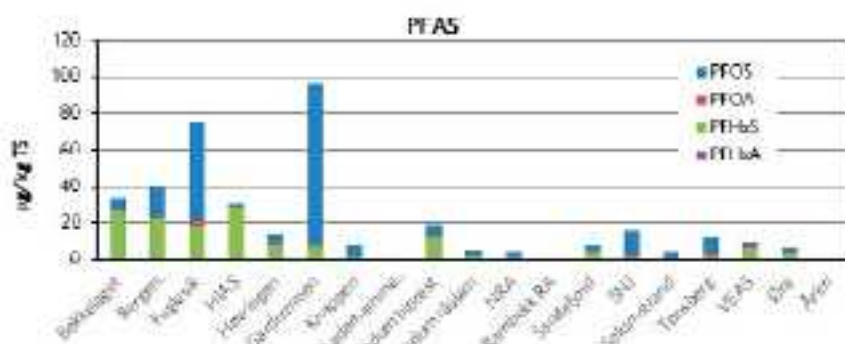
miljøgifter blir ikke brutt ned ved utråtning, men for f. eks. mellomkjedede (MCCP) og kortkjedede klorparafiner (SCCP) indikerer resultatene fra slamundersøkelsen 2017/2018 en reduksjon over råtnetankene, jf. konsentrasjonene i Lindum for råslam og biores i Figur 39.



Figur 39. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av mellom- og kortkjedete klorparafiner i slam fra norske renseanlegg målt i slamundersøkelsen 2017/2018 (Norsk Vann, 2018).

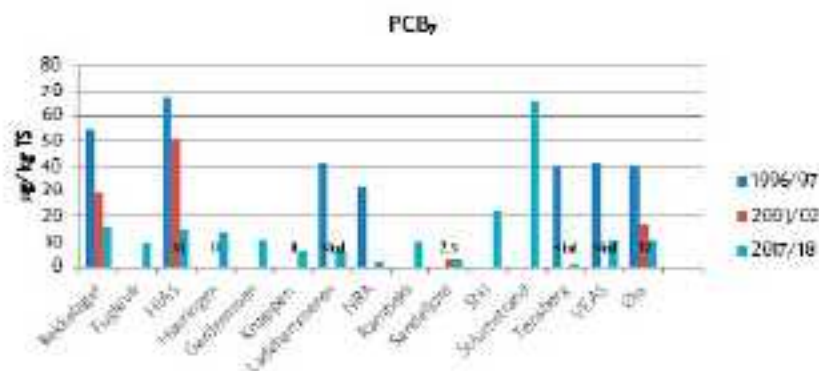
Konsentrasjonene av PFAS var høyest for anlegg som mottar avløpsvann fra flyplasser (Gardermoen og Fuglevik). Figur 40 viser at man finner høyere konsen-

trasjoner av PFOS og PFHxS enn syrene PFOA og PFHxA i slammet.



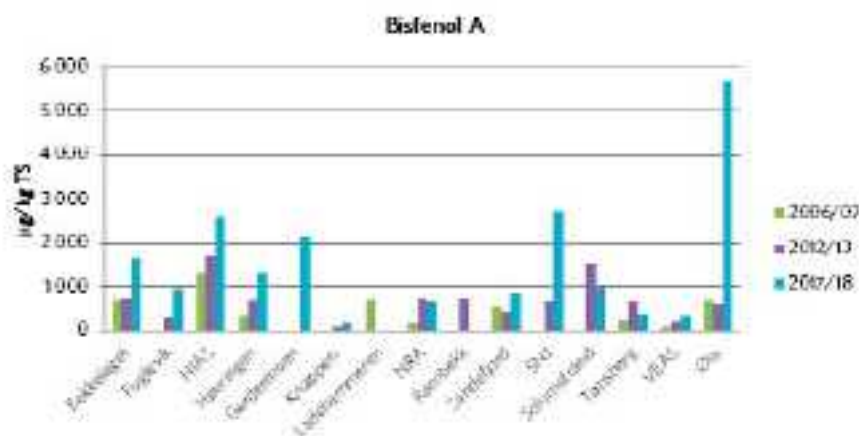
Figur 40. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av PFAS i slam fra norske renseanlegg målt i slamundersøkelsen 2017/2018 (Norsk Vann, 2018).

Figur 41 viser at konsentrasjonen av PCB₇ i slam har blitt lavere fra første undersøkelsen i 1996/1997 til 2017/2018.



Figur 41. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av PCB₇ i slam fra norske renseanlegg målt i slamundersøkelsen 2017/2018 (Norsk Vann, 2018).

Figur 42 viser at konsentrasjonen av bisfenol A i slam har økt de siste 10 årene.

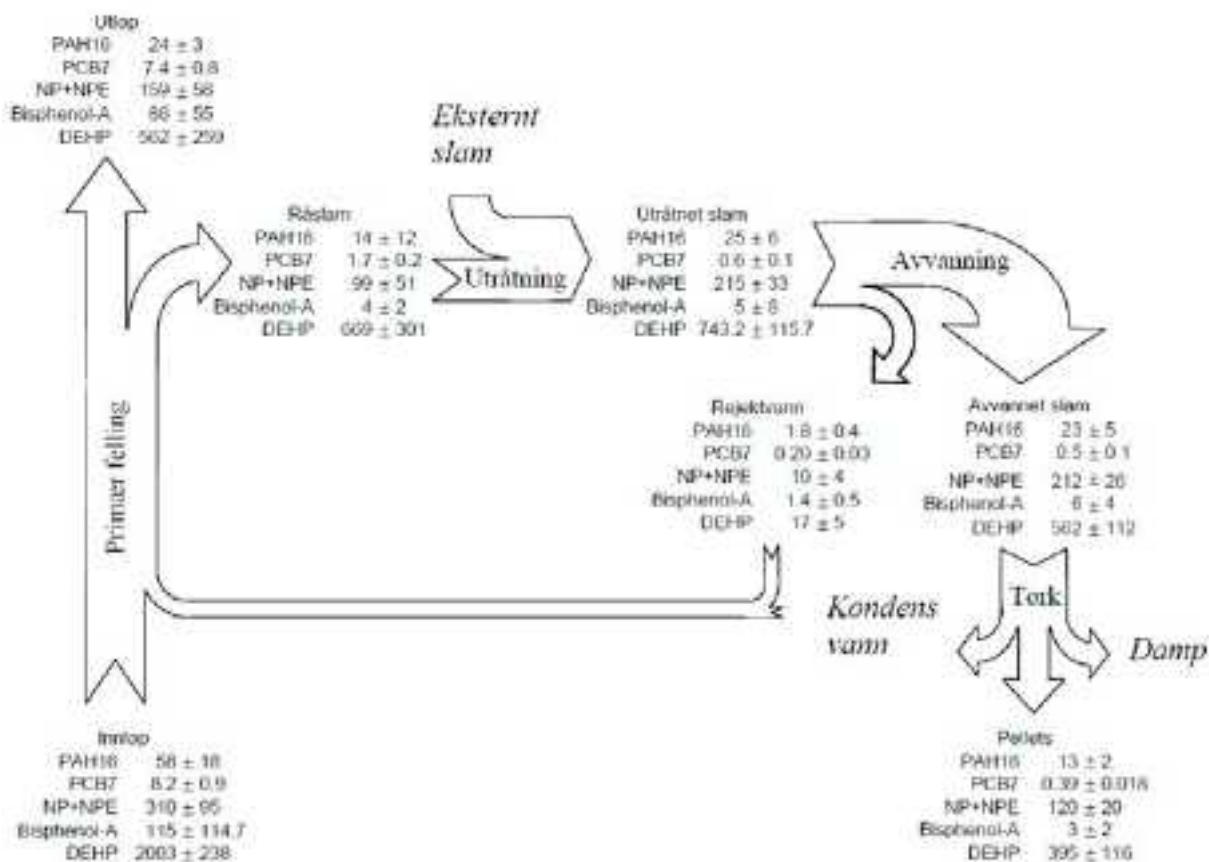


Figur 42. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av bisfenol A i slam fra norske renseanlegg målt i slamundersøkelsen 2017/2018 (Norsk Vann, 2018).

6.3.3. Utvalgte organiske miljøgifter i renseanlegg på Nord-Jæren

Kommedal et al (2008) gjennomførte en studie hvor utvalgte MF ble overvåket ved anleggene Bore, Vik og Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (SNJ), som er hhv. mekaniske, biologiske og kjemiske renseanlegg. I undersøkelsen ble det tatt ukeblandprøver over en periode på 12 måneder (vann inn og ut av renseanlegg og slam). Det ble beregnet renseeffekter for MF som ble målt over rapporteringsgrensen, se sammenstillingen i Tabell 26. Figur 43 viser beregnet renseeffekt basert på midlere måling over året inn og ut av SNJ (basert på 11

innløpsprøver og 10 utløpsprøver) samt Bore og Vik renseanlegg (basert på 4 prøveserier med ukeblandprøver). Målegrensene og usikkerheten i resultatene på de lave nivåene som vi finner av organiske miljøgiftene i renseanlegg, gjør at det også blir usikkerheter mht. renseeffektiviteter. Det gjelder spesielt når det i praksis ikke er noen renseeffekt, som vi ser fra Bore (silanlegget). Figur 77 i Vedlegg 3 viser massestrømmer av hver enkelt PAH, nonylfenolene, Bisfenol A og DEHP for primærfellingsanlegget (SNJ).



Figur 45. Årlig medianverdi av massestrømmer av MF (g/d) i SNJ (fra Kommedal et al, 2008).

Mht. slam er det tatt prøver på råslam fra det biologiske renseanlegget, utråtnet slam, avvannet slam etter sentrifuge og prøver av pellets etter tørking av slammet. Rejektvann fra avvanning og kondensvann fra tørking går tilbake inn i renseanlegget. Eksternt slam som tilføres i råtnetanken inkluderer organisk storhusholdningsavfall, destruert sildeolje etc. og dette er ikke kvantifisert, verken mht. konsentrasjon eller mengder. Kondensvann er heller ikke kvantisert mht. mengde og konsentrasjoner. Figur 78 i vedlegg 3 viser massebalansen over råtnetanken (her kommer det inn eksternt substrat som ikke er kvantifisert). Figur 79 viser massestrømmen over avvanningen (sentrifugen) og inkluderer rejektet. Den største endringen ser vi i pelleteringsprosessen (tørkingen), Figur 80 der vi ser at en del flyktige komponenter reduseres (de flyktige delene av enkeltkomponenter i PAH samt nonylfenol). Det store utslaget for noen av de tyngre PAH-ene skyldes de lave konsentrasjonene og at en enkeltprøve som er vesentlig høyere enn de andre.

6.3.4. Målinger i forbindelse med utslippskontrollen

I kapittel 11, vedlegg 2, til forurensingsforskriften stilles krav til analyser av utvalgte tungmetaller og organiske miljøgifter i avløpsvann for anlegg over 50 000 pe. Utvalgte bromerte flammehemmere, PAH 18, PCB 7, DEHP og 4-nonylfenol (NP) skal måles på inn- og utløpsprøver 3 ganger per år. Det blir altså utført målinger på mange anlegg i Norge på disse parametrene, men det mangler dessverre en sammenstilling av data som er innrapportert til SSB.

Aquateam sammenstilte analyseresultater fra prøvetakingen som ble gjennomført i 2005 ved 56 avløpsanlegg på oppdrag av Miljødirektoratet (Storhaug, 2007). Avløpsanleggene som bidro med data, representerte ca. 60 % av tilknytningen til avløpsanlegg i Norge. Aquateam-rapporten ga en oversikt over nasjonale utslippstall for tungmetaller og organiske miljøgifter fra kommunale avløpsanlegg fordelt på type avløpsrenseanlegg. Basert på tallgrunnlaget ble det også estimert renseeffekter for ulike typer av renseanlegg, se Tabell 27.

Tabell 27. Beregnede renseeffekter for organiske miljøgifter i 2005 for kjemiske og kjemisk-biologiske renseanlegg basert på målinger i forbindelse med utslippskontrollen (Storhaug, 2007).

Parameter	Kjemisk		Kjemisk-biologisk	
	Antall anlegg	Renseeffekt (%)	Antall anlegg	Renseeffekt (%)
DEHP	16	67	1	67
NP (4-nonylfenol og iso-nonylfenol)	15	68		¹⁾
PAH 18	16	81	4	93
PCB 7		¹⁾		¹⁾
Tetrabromdifenyleter (BDE47)	5	64	1	89
Pentabromdifenyleter (BDE99, BDE100)	14	64	3	93
Oktabromdifenyleter (BDE183)		¹⁾		¹⁾
Dekabromdifenyleter (BDE209)		¹⁾		¹⁾
Tetrabrombisfenol (TBBPA)		¹⁾		¹⁾
Heksabromsyklododekan (HBCD)		¹⁾		¹⁾

¹⁾ Renseeffekt er ikke beregnet fordi antallet resultater som er rapportert <deteksjonsgrensen, er for høyt

7. Norske og internasjonale erfaringer og tiltak

I dette kapittelet presenteres et utvalg av tidligere gjennomførte norske og internasjonale studier som har vurdert miljørisiko for legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i avløpsvann. I litteraturgjennomgangen har fokus vært på norske miljørisikovurderinger og europeiske risikovurderinger med relevans for norske forhold. Det er valgt å fokusere på gjennomførte risikovurderinger av legemidler i dette kapittelet. For de prioriterte og vannregionspesifikke stoffene, som

også er vurdert i denne rapporten, er miljøpåvirkningen kartlagt i større grad, og det er definert miljøkvalitetsstandarder (EQS) som gir veiledning om når utslipp bør vurderes. For utslipp av legemidler er miljøpåvirkningen ikke klarlagt for mange stoffer, og det er generelt et større kunnskapsbehov. I kapittelet er også regulering og tiltak i utvalgte land diskutert (fokus på legemidler).

7.1. Norge

7.1.1. Miljørisiko ved utslipp til vann

En litteraturgjennomgang ble gjort for å finne informasjon om tidligere miljørisikovurderinger ved utslipp av legemidler til resipienter. Det er gjennomført noen studier som har vurdert miljøeffekter ved utslippspunktene, men det er begrenset med informasjon om hvordan utslipp av legemidler påvirker norske resipienter.

I 2006 gjennomførte NIVA teoretiske miljørisikovurderinger for 11 legemidler på oppdrag av Miljødirektoratet (2006b). I undersøkelsen ble miljøkonsentrasjoner (PEC) estimert utfra forbruket av legemidler. Miljørisikoen ble vurdert utfra forholdet mellom den estimerte miljøkonsentrasjonen og PNEC for de undersøkte stoffene. Undersøkelsen viste at $PEC/PNEC > 1$ for diklofenak, tetrasyklin, ciprofloksacin, sulfametoxazol og etinyløstradiol.

I forbindelse med en undersøkelse i 2006-2007, hvor 12 forskjellige legemidler ble målt i avløp fra Ullevål sykehus, Rikshospitalet og i innløpet til VEAS renseanlegg, ble det også gjennomført en litteraturstudie for å vurdere risikoen ved utslippene til resipient. Målte data ut av norske renseanlegg ble også sammenlignet med målinger fra andre land. For mange av stoffene var utslippskonsentrasjonene fra VEAS på samme nivå som i andre land. Basert på målte data ut av VEAS ble det gjennomført en miljørisikovurdering, se resultater i Tabell 28. Denne viser at basert på målingene var det kun utslippet av ciprofloksacin som ga $MEC/PNEC > 1$ (basert på maksimal konsentrasjonen i utløpet). I undersøkelsen ble imidlertid andre PNEC brukt enn de som er sammenstilt til denne rapporten (jf. Tabell 2 i kapittel 3.5.1). PNEC for sjøvann som er brukt i denne rapporten er blant annet betydelig lavere for diklofenak (5 ng/l vs. 115 ng/l), etinyløstradiol (0,0003 ng/l vs. 0,1 ng/l) og sulfametoksazol (12 ng/l vs. 118 ng/l).

Tabell 28. Resultat av risikovurdering av median og maks. konsentrasjoner i målte utslipp fra VEAS hensyntatt en fortyningsfaktor på 10 i resipienten (fra Miljødirektoratet, 2007)

Pharmaceutical	Quasi-MEC ¹ (ng L ⁻¹)		PNEC ² (ng L ⁻¹)	Quasi-MEC/PNEC	
	Median	Maximal		Median	Maximal
Paracetamol	3	432	9 200	$3,2 \times 10^{-4}$	0,05
Metoprolol	65	77	31 000	2×10^{-3}	$2,5 \times 10^{-3}$
Diclofenac	26	37	115	0,23	0,32
Ibuprofen	4	62	20 000	2×10^{-4}	$3,1 \times 10^{-3}$
17 α -Ethinylestradiol	nd	nd	0,1	-	-
Tetracycline	nd	nd	90	-	-
Trimethoprim	68	126	16 000	$4,3 \times 10^{-4}$	$7,9 \times 10^{-4}$
Ciprofloxacin	4	74	5	0,8	15
Sulfamethoxazole	16	21	118	0,14	0,18
Cefuroxime	nd	nd	91 000	-	-
Cyclophosphamide	nd	nd	1 120 000	-	-

¹ Effluent concentration divided by a dilution factor of 10. ² PNEC obtained from SFT Report TA 2216 2006 [2]. nd: compound not detected in any final effluent sample collected. – No risk quotient calculated due to insufficient data.

I 2008 rapporterte Miljødirektoratet resultater fra et samarbeid mellom IVL, NIVA og NILU der man benyttet salgstall av PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products) og gjennomførte miljørisiko i henhold til EMAS retningslinjer (basert på salgstall for legemidler,

jf. metodikk i kapittel 5.3. PNEC-verdier ble fremskaffet og for Norge ble det foreslått en prioriteringsliste for de stoffene som burde overvåkes basert på PEC/PNEC verdier. Tabell 29 viser utklipp av de stoffer som hadde PEC/PNEC > 1.

Tabell 29. Estimert miljørisiko av legemidler som prioriteres overvåket i Norge basert på forbruket i 2008 og målte PNEC-verdier (fra Miljødirektoratet, 2008)

Name	CAS	ATC	Sold amount (kg)	PEC (µg/l)	PNEC (µg/l)	PEC/ PNEC
Estradiol ¹	50-28-2	G03AA03	28	0.01	0.00002	413.53
Amoxicillin ¹	26787-78-0	J01CA04	1880	0.55	0.0037	148.71
Penicillin G ²	61-33-6	J01CE01	1588	0.46	0.006	77.44
Ciprofloxacin ³	85721-33-1	J01MA02	946	0.25	0.005	55.38
Ethinylestradiol ²	57-83-8	G03CA01	2	0.00	0.00002	31.30
Propranolol ¹	525-86-8	C07AA05	367	0.11	0.005	21.48
Paracetamol ¹	103-90-2	N02BA01	173548	50.79	9.2	5.52
Fluoxetine ⁴	54910-89-3	N06AB03	61	0.02	0.004	4.44
Diclofenac ¹	15307-86-5	M01AB05	1471	0.43	0.1	4.31
Spiramycin ¹	8025-81-8	J01FA02	65	0.02	0.005	3.80
Estril ¹	50-27-1	G03CA04	9	0.00	0.00075	3.51
Sermline ²	79617-96-2	N06AB06	581	0.17	0.056	3.04
Sulfamethoxazole ¹	723-46-8	J01EE01	179	0.05	0.0268	1.90
Atorvastatin ¹	134523-00-5	C10AA05	864	0.25	0.13	1.95
Naproxen ²	22204-53-1	M01AE02	3814	1.12	0.64	1.74
Ibuprofen ¹	15687-27-1	M01AE01	31249	9.14	7.1	1.29
Allopurinol ¹	315-30-0	M04AA01	1810	0.53	0.45	1.18
Amtripyline	50-46-6	N06AA09	292	0.09	0.081	1.05
Tetracycline ¹	60-54-8	J01AA07	1059	0.31	0.31	1.00

På oppdrag av Nordisk Ministerråd gjennomførte Carlsson *et al* en nordisk studie om legemidler i det nordiske miljøet (Nordisk Ministerråd, 2019). Studien viste at det var små forskjeller i legemiddelbruken, men at det er store forskjeller i hvilke typer renseanlegg som benyttes i de nordiske landene. I studien ble det bl.a. konkludert at man vet lite om hvordan metabolittene til ulike legemidler brytes ned og fjernes i renseanleggene og lite om hvilke effekter de har på miljøet.

7.1.2. Risiko ved bruk av slam til jordforbedring Utredning om en helhetlig vitenskapelig risiko- vurdering 2006

Slam har vært brukt som gjødsel og jordforbedringsmiddel på ulike typer landareal i > 100 år, og de fleste land i den vestlige verden har nasjonale eller regionale reguleringer for slambruken. Det er bare unntaksvis at grenseverdier for innhold av MF i slammet (mg MF/kg TS), bruksmengder (kg TS/arealenhet og tidsenhet) er fastsatt på grunnlag av risikovurderinger. I EUs slamdirektiv for bruk av slam på jordbruksarealer (CEC, 1986) er f.eks. grenseverdiene for tungmetaller fastsatt på grunnlag av det som den gang var ansett å være et realistisk innhold i slammet fra de fleste renseanlegg. Senere har mange land i Europa lagt seg på strengere krav basert på "føre-var" prinsippet om at slam ikke skal bidra til akkumulering av tungmetaller i jorda.

I 2006 tok Mattilsynet initiativ til en utredning om en helhetlig vitenskapelig risikovurdering av mulig helse- og miljørisiko knyttet til bruk av avløpsslam som gjødsel på jordbruksarealer. VKM initierte en ad-hoc gruppe som definerte mandatet, mens Aquateam og Bioforsk gjennomførte arbeidet og utarbeidet en rapport (Paulsrud *et al*, 2006). På det tidspunktet var det kun USA (USEPA, 1993) som hadde etablert et slamregelverk basert på komplett risikovurdering. I 2006 hadde Norge satt grenseverdier for 9 metaller (hovedsakelig tungmetaller) og/eller mengder.

I den norske gjennomgangen fra 2006, ble 13 ulike eksponeringsveier vurdert, se Tabell 30, og det ble konkludert at det er tre bruksområder for avløpsslam som gir maksimale eksponeringskonsentrasjoner for mennesker, dyr og planter:

- Tilførsel av 4 tonn TS kl I avløpsslam/daa i 10 år til dyrket jord
- Tilførsel av 5 cm slam blandet inn i jord (f.eks. 10 cm) på grøntarealer
- Bruk av 30 % kl III avløps i jordblandinger i private hager

Tabell 30. Oversikt mengde slam som grunnlag for å bestemme maks. eksponeringsdoser ifølge norsk regelverk for bruk av avløsslam til jordforbedring (Paulsrud et al, 2006).

Eksp. vei	Målorganismer	Maksimal mengde avløpsslam som utgangspunkt for maksimal eksponeringskonsentrasjon basert på norsk regelverk
1	Jordorganismer	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord) -25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer)
2	Dyr som lever av jordorganismer	-25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer)
3	Bestende dyr	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord)
4	Barn spiser jord	-25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer) -30 prosent avløpsslam brukt i jordblanding i private hager
5	Monocorer planter som står av avløpsslam	-25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer) -100 prosent avløpsslam (avfallsfyllinger eller lignende)
6	Monocorer og/eller produkter fra bestende dyr	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord)
7	Planter på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord) -25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer)
8	Dyr spiser for produsert på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord)
9	Mennesker som spiser produkter fra dyr som spiser for dyret på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord)
10	Monocorer som konsumerer mat produsert på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dykket jord)
11	Monocorer som konsumerer drikkevann fra vannkilde som er påvirket av jord tilført avløpsslam	-Annetsting fra grønntarealer hvor det er tilført 25 tonn klasse III slam per daa (blandet inn i 10 cm jord)
12	Monocorer som drikker grunnvann påvirket av jord tilført avløpsslam	-Annetsting fra grønntarealer hvor det er tilført 25 tonn klasse III slam per daa (blandet inn i 10 cm jord)
13	Mennesker som inhalerer stoffer som er fordampet fra jord tilført avløpsslam	-Fordampning fra grønntarealer hvor det er tilført 25 tonn klasse III slam per daa (blandet inn i 10 cm jord) -Fordampning fra avfallsfyllinger hvor 15 cm avløpsslam er brukt som toppdekke (100 % avløpsslam)

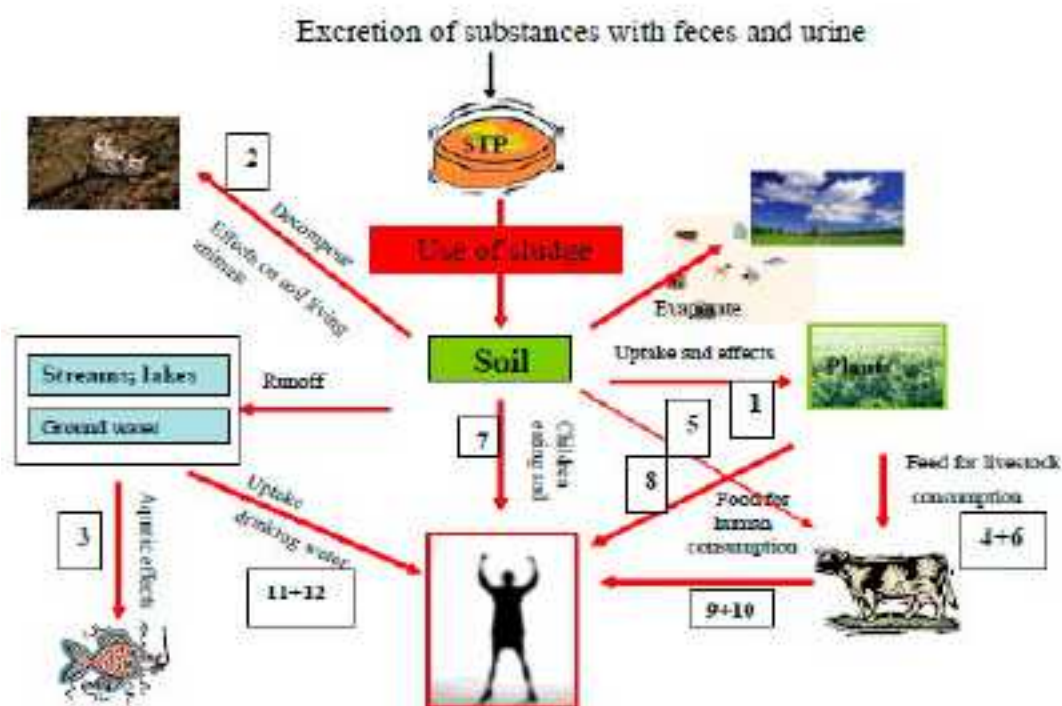
Endepunktene for de ulike eksponeringsveiene er presentert av Paulsrud et al (2006). I dette forprosjektet ble det valgt ut ca. 100 enkeltstoffer, hovedsakelig på -grunnlag av miljømyndighetenes prioriterings- og obs-lister.

Gjødselsvareforskriften tillater at avløpsslam tilføres hvert 10. år. For MF som ikke brytes ned (tungmetaller) eller brytes langsomt ned (enkelte PCB, PAH, dioksiner, enkelte bromerte flammehemmere, klorparafiner osv.), kan eksponeringskonsentrasjonen økes med tiden. Maksimale eksponeringskonsentrasjoner kan derfor oppstå ved å multiplisere den maksimale 10 års dosen på dyrket jord med 5-10 for å få maksimal konsentrasjon over tid (50-100 år). I slike beregninger må nedbrytning (halveringstider, planteopptak og avrenning inkluderes.

Konklusjonen fra forprosjektet var at det var tilstrekkelig datagrunnlag for tungmetallene, PCB, PAH, ftalater, LAS og NPE til å kunne gjennomføre en risikovurdering i regi av VKMs planlagte arbeid.

Risikovurdering av VKM i 2009

VKM foreslo en tilnærming for å vurdere risikoen ved spredning av legemidler og andre MF via avløpsslam til jord (VKM, 2009). Risikoen ved tungmetaller, DEHP, DBP, nonyl- og oktylfenoletoksilater samt LAS var inkludert i studien, og i tillegg ble også risikoen for legemidler og hormoner vurdert. Tilnærmingen er basert på retningslinjene i EU TGD (2003a-b), men er tilpasset norske forhold. Den tar hensyn til ulike bruksområder av slammet, og man valgte å inkludere 12 forskjellige eksponeringsveier, jf. Figur 46.



Figur 46. De 12 eksponeringsveiene som benyttes til å bestemme hvordan bruk av avløpsslam til jordforbedring kan påvirke menneske- og dyrehelse, jord- og vannmiljø (VKM, 2009).

VKM (2009) konkluderte med at:

- Oktyl-, nonylfenol og LAS (lineære alkylsulfonater; overflateaktive) kan nå konsentrasjoner som overkrider $PNEC_{jord}$. Siden disse stoffene brytes raskt ned i jord, og de høyeste konsentrasjonene kun nås en kort tid etter at de er påført, og konsentrasjonsnivåene er usikre, ble det konkludert at de medfører liten risiko for jordøkosystemet.
- Den benyttede modellen indikerte en mulig økning av kadmium, kvikksølv, kobber og sink i miljøet og det ble anbefalt at disse overvåkes i slam som skal benyttes i jordbruket, og at det settes kontinuerlig press på å redusere innholdet av disse i avløpsslam.
- Ingen signifikant risiko for det akvatiske miljøet eller for matproduserende dyr ble påvist.
- Konsum av mat (inkl. drikkevann) ansees ikke som en signifikant risiko i den generelle befolkningen. Dersom bøndene kun spiser egenprodusert mat, kan Cd og Cu bidra til å øke tolerable inntaksverdier (TDI).
- Risikovurderingen er gjort stoff for stoff, men siden estimerte eksponeringer var langt under fastsatte effektkonsentrasjoner, ble det konkludert som lite sannsynlig at man får interaksjoner mellom stoffene, spesielt når effektene er helt ulike.
- Mulig konsentrasjon av legemidler i avløpsslam ble estimert på grunnlag av salgsstatistikk om legemidler og produsert volum av avløpsslam i Norge (lite målinger var tilgjengelige i litteraturen). De estimerte konsentrasjonene ble gradvis raffinert ved å ta hensyn til faktorer som vannløselighet, biotransformasjon og nedbrytning i miljøet. Utfallet av den trinnvise tilnærmingen var en liste på 14 legemidler som potensielt kan gjenfinnes i jord etter bruk av avløpsslam i konsentrasjoner over terskelverdiene på 100 eller 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ jord. En mer detaljert risikovurdering av 9 av disse 14 legemidlene ble gjennomført (effektkonsentrasjoner var ikke tilgjengelig for 4 av stoffene). Risikokvotienten (PEC/PNEC) for jordlevende organismer og planter var < 1 for alle de studerte stoffene.

Krav til innhold av organiske miljøgifter basert på risikovurderinger

Miljødirektoratet (MDir) ble i juni 2016 bedt av KLD og LMD å vurdere om det bør stilles krav til innhold av organiske miljøgifter i gjødselvarer av organisk opphav, eventuelt forslag til hvordan disse skal innarbeides. Som grunnlag for vurderingene ble det gjennomført noen utredninger:

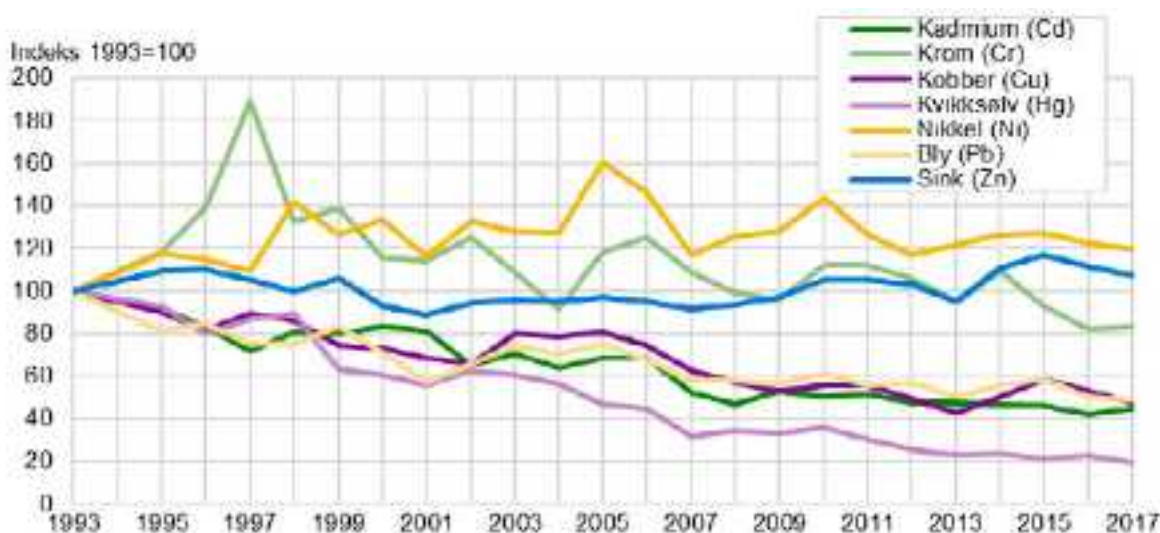
- Blytt *et al* leverte i 2018 en rapport til miljødirektoratet "Grenseverdier for organiske forurensninger i gjødsel fra avfall av organisk opphav". For kommunalt slam ble det foreslått grenseverdier for en rekke organiske miljøgifter, og tilgjengelig data-grunnlag ble sammenstilt.
- I 2019 leverte Eggen *et al* en rapport om grenseverdier for organiske miljøgifter i slam. Denne diskuterte forslagene fra COWI, gjennomgikk erfaringsdata om fjerning av organiske miljøgifter i slambehandlingen, termisk- og anaerob nedbrytning og fordampning. Rapporten diskuterte også konsekvensene av å innføre grenseverdier for organiske miljøgifter.

Blytt hadde i 2018 på oppdrag fra Miljødirektoratet utarbeidet oversikt over grenseverdier for organiske miljøgifter blant EU medlemmer, og basert på senere

FoU og kartlegging av miljøgifter i norsk slam laget forslag til et sett med retningslinjer. Eggen *et al* (2019) bearbeidet Blytt sitt materiale videre og utarbeidet et revidert forslag til grenseverdier. Miljødirektoratet inviterte våren 2020 til et diskusjonsmøte der aktører som berøres av forslaget var invitert og som grunnlag for møtet hadde Miljødirektoratet (2020) laget et innspillsnotat med forslag til nye grenseverdier. Dette ble presentert på møtet. Forslaget til nye retningslinjer inkluderer:

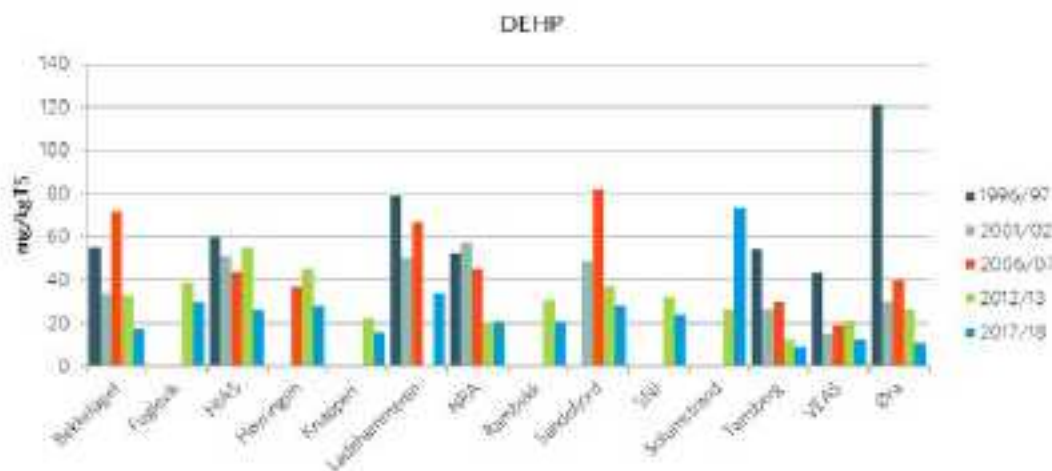
- DEHP (< 50 mg/kg TS),
- PFOS og PFOA (<0,02 µg/kg TS),
- PCB7 (<0,02 mg/kg TS).

Ved å sette grenseverdier ønsker MDir å bidra til å redusere utslippene fra bruken av avløpsslam som gjødselvarer. De ønsker at det iverksettes tiltak som sørger for å redusere uønsket innhold i avløpsslam ved at problematiske påslipp til renseanleggene identifiseres og håndteres lokalt. De konkluderte med at erfaringene fra å sette grenseverdier for tungmetaller har hatt en samlet positiv effekt på innholdet i avløpsslam. Utviklingen i innhold av metaller i avløpsslam ses i Figur 47, og viser en nedadgående trend for alle metaller utenom sink og nikkel.



Figur 47. Utvikling i innhold av tungmetaller i avløpsslam etter at det ble satt kvalitetskrav til slam som skal benyttes til jordforbedring (fra Miljødirektoratet, 2020).

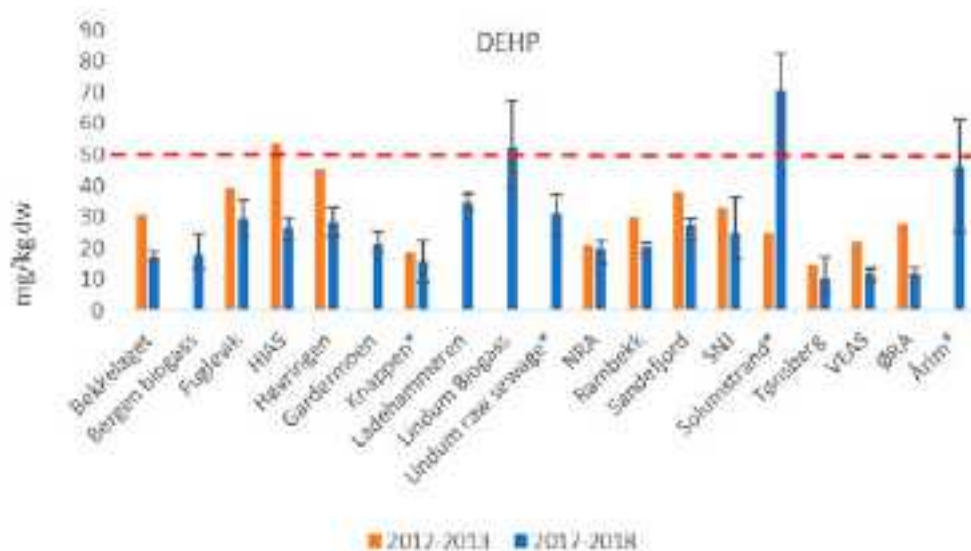
Gjennomsnittsverdien av DEHP var 27,3 mg/kg TS i slamundersøkelsen i 2017/2018. Konsentrasjonen av DEHP har gått jevnlig ned siden 1996/97 for de fleste anlegg. Noen anlegg har derimot hatt en vesentlig økning, jf. Figur 49.



Figur 48. Sammenligningsdata (DEHP, medianverdier) 1996-2018. Sandefjord kun med siden 2001/ 02, Høvringen siden 2006/07, Fuglevik, Knappen, Rambekk, SNJ, Solumstrand siden 2012/13. Ladehammaren var ikke med i undersøkelsen i 2012/13 (fra Norsk Vann, 2019). NB – ÅRIM ikke med da det ikke finnes eldre analyser herfra (fra Miljødirektoratet, 2020).

I slamundersøkelsen fra 2017/2018 oversteg konsentrasjonene av DEHP den foreslåtte grenseverdien på 50 mg/kg TS i tre slambehandlingsanlegg; Lindum biogass (behandlet slam), Solumstrand avløpsrenseanlegg (råslam) og Årim (råslam fra to avløpsrenseanlegg i

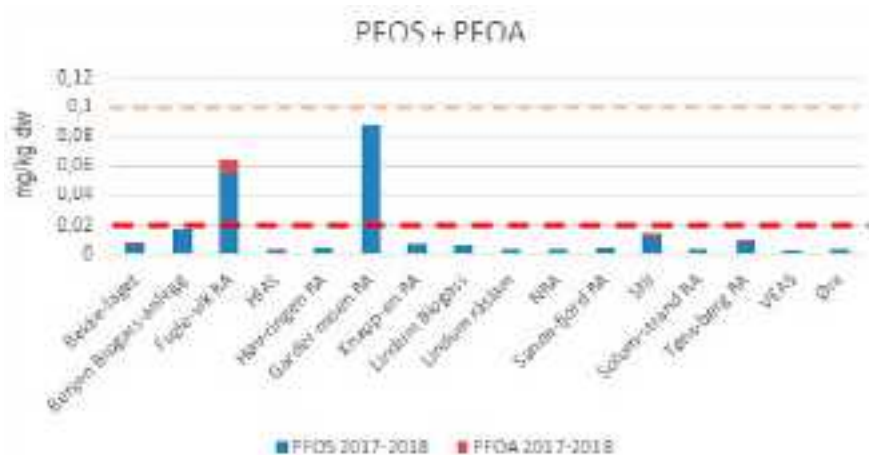
Ålesund), jf. Figur 49. To av anleggene har tilførsel av sigevann fra deponi, noe som kan være kilden til høyt innhold ved anleggene. For det tredje anlegget med enkelte målinger over foreslått grenseverdi, er det ikke informasjon om kilden.



Figur 49. Gjennomsnittlig konsentrasjon av DEHP i avløpsslam fra de anleggene som deltok i slamundersøkelsen 2017/2018 (blå stolper). Til sammenligning er konsentrasjonene for slamundersøkelsen 2012/2013 presentert for de anleggene som deltok den gangen (oransje stolper) (fra NIBIO, 2019).

PFOS ble funnet i alle slamprøvene (80 av 80) i slamundersøkelsen 2017/2018. For anleggene der avrenning fra flyplass er en betydelig kilde (Gardermoen og Fuglevik) var konsentrasjonene for PFOS vesentlig høyere enn for andre anlegg. Konsentrasjonene for PFOA var generelt lave og kun 8 av 80 prøver hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. PFOA er vannløselig og forventes derfor å finnes i vannprøver. Ut fra målingene som ble gjort i slamundersøkelsen 2017/18, ville 0,4 %, eller 237 tonn av slammet fra de undersøkte anleggene overskride de foreslåtte grensene for PFOS og dermed ikke

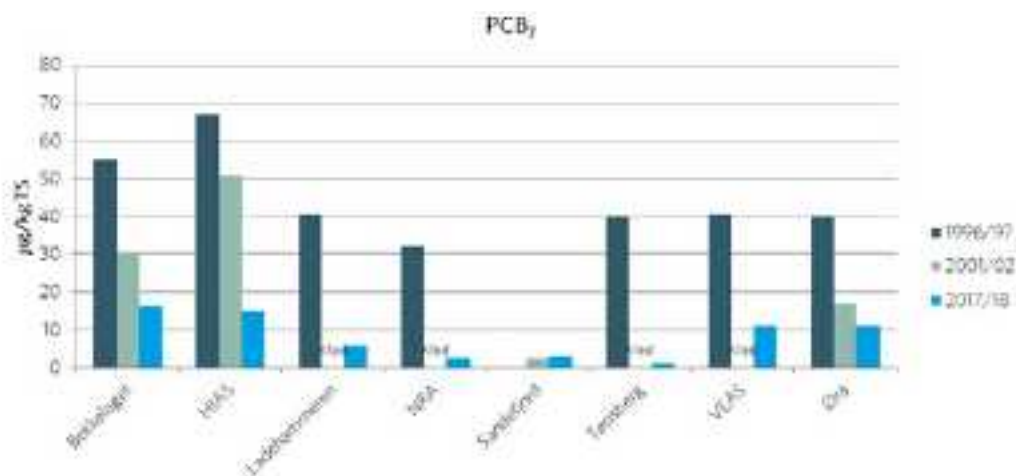
kunne brukes som gjødselvarer. Det er sannsynlig at flyplasser er kilden til det vesentlig høyere innholdet av PFOS og PFOA i avløpsslam. Figur 50 viser gjennomsnittskonsentrasjoner av PFOS og PFOA. Rød linje viser grenseverdien på 0,02 mg/kg TS som er foreslått av Miljødirektoratet, den gule viser Blytt et al (2018) forslag på 0,1 mg/kg TS. Samtlige prøver fra Fuglevik og Gardermoen har konsentrasjoner som overstiger grenseverdien på 0,02 mg/kg TS, men også Bergen biogass og SNJ har enkelte prøver som overstiger grenseverdien.



Figur 50. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PFOS+ PFOA i avløpsslam fra 18 Norske rense/behandlingsanlegg i slamundersøkelsen 2018. Oransje linje foreslått av Blytt et al (2008) og rød linje er foreslått grenseverdi av Miljødirektoratet (2020).

PCB7 ble funnet i 91 av 95 slamprøver i slamundersøkelsen 2017/18 og 18 av disse prøvene hadde konsentrasjoner som var høyere enn den foreslåtte grenseverdien fra COWI på 0,02 mg/kg TS (20 µg/kg TS). De fleste av

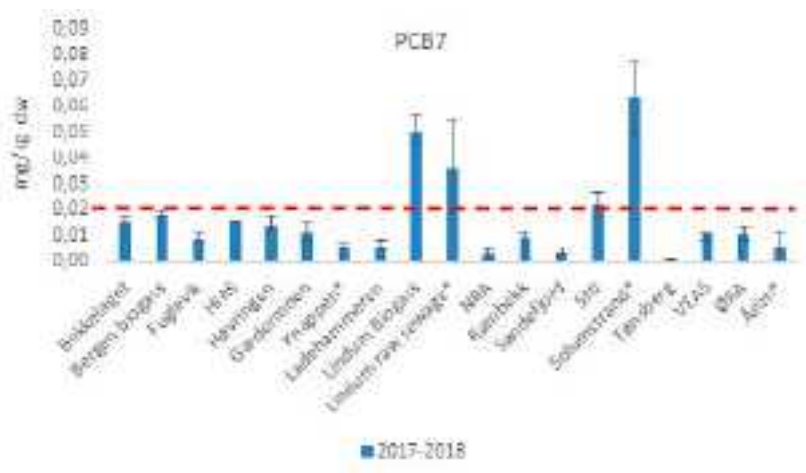
disse var i prøver fra Lindum og Solumstrand, som beskrevet tidligere mottar sigevann fra deponi, se Figur 51.



Figur 51. Sammenligningsdata (PCB7, medianverdier) 1996-2018. Sandefjord ble med i undersøkelse fra 2001/02 (Kilde Blytt og Stang, 2019, fra Miljødirektoratet, 2020).

Blytt *et al* (2018) beregnet at en grenseverdi for PCB på 0,02 mg/kg TS vil gjøre det mulig å holde nivået av PCB under foreslåtte normverdier i jord dersom avløpsslam brukes etter det eksisterende regelverket. Foreslått grenseverdi er basert på foreslått normverdi for jord, men er også vurdert i forhold til målinger i slam og andre lands grenser, se Figur 52.

Ved 0,02 mg/kg vil 10 % av slam som produseres ved de undersøkte anleggene ikke kunne brukes dersom den innføres og særlig to av anleggene vil ha vansker med å overholde grensen. Danmark har en grense på 0,08 mg/kg TS, mens Sverige har forslag om en grense på 0,04 mg/kg TS fra 2030 (i frivillig ordning).

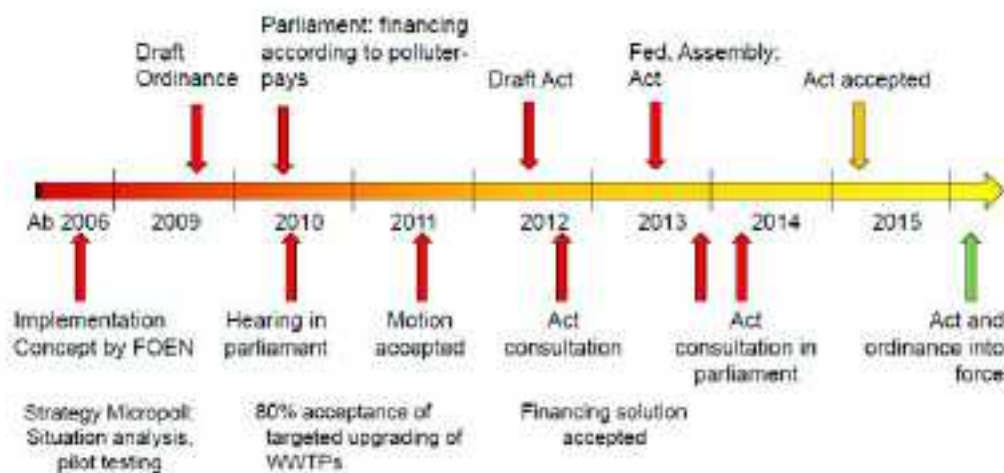


Figur 52. Gjennomsnittlig konsentrasjon av PCB7 i avløpsslam fra de anleggene som deltok i slamundersøkelsen 2017/2018. Rød strek er foreslått grenseverdi (fra Miljødirektoratet, 2020).

7.2. Sveits

Sveits har mange store kommunale renseanlegg med utslipp til elver eller innsjøer. For mange av disse vannforekomstene utgjør tilførselen av rensset avløpsvann en betydelig andel av vannføringen, og det er dokumentert reduksjon i fiskebestanden, bl.a. pga. hormonhermende stoffer som slippes ut fra kommunale renseanlegg (Burkhardt-Holm, *et al.*, 2002). Flere store FoU-prosjekter har vært gjennomført for å vurdere hvordan MF og legemidler påvirker vannforekomstene, og mulige tiltak for å redusere utslippene (Joss *et al.*,

2020a). Studiene har bl.a. kartlagt forekomst og miljørisiko ved målinger oppstrøms og nedstrøms renseanlegg. Myndighetene har konkludert at utslippene av MF er et regionalt miljøproblem, og at mange drikkevannskilder er forurensset. Som første land har Sveits innført generelle rensekrav for ulike typer av MF, hovedsakelig legemidler. Figur 53 viser milepæler som ble etablert og oppnådd underveis i gjennomføringen av satsningen og i forbindelse med innføring av nytt lovverk.



Figur 53. Implementering av regulering av utslipp av MF fra renseanlegg i Sveits (fra Abbeglen and Siegrist, 2014).

Rensekravene for MF gjelder for alle anlegg med en belastning på > 80 000 pe, for anlegg >24 000 pe med utslipp til innsjøer (for beskyttelse av drikkevannskilder), og for anlegg > 8000 pe med < 10 % fortynning i resipient. Omtrent 100 av de 700 renseanleggene i Sveits vil bli utvidet med avanserte rensetrinn i løpet av en 25-årsperiode. For overvåking av utslippene har man valgt ut en liste med 12 forurensninger som indikatorparametere. På listen er det 11 legemidler (amisulprid,

karbamazepin, citalopram, clarithromycin, diklofenak, hydroklortiazid, metoprolol, venlafaksin, kandesartan og mekoprop) og et biocid (benzotriazol). Miljømyndighetene velger ut 5 av stoffene som skal måles, og for disse skal anleggene oppnå >80 % renseeffektivitet. Les mer om avansert rensing av mikroforurensninger i Sveits i kapittel 9.2.

7.3. Sverige

Sverige var det første landet som innførte en frivillig miljøklassifisering av legemidler. Bak programmet for miljøklassifisering ligger bransjeorganisasjonen LIF (De forskande läkemedelsföretagen). Klassifiseringen presenteres på internettsiden www.fass.se, og informasjonen bygger på data fra legemiddelindustrien. I 2005 ble de første dataene publisert og i 2010 hadde legemidler under alle ATC-koder gjennomgått en miljøklassifisering. Miljøriskovurderingen er basert på metodikken til EMA som ble presentert i kapittel 5.1.

Som eksempel ble det i 2018 publisert miljøriskovurderinger for 361 stoffer (IVL, 2018). For 24 % av de 361 stoffene var det utført en komplett miljøriskovurdering. For 20 % av stoffene var det gjennomført en risikovurdering, men pga. manglende data var det ikke mulig å bestemme miljørisiko. 56 % av stoffene var unntatt fra kravet til risikovurdert, pga. at miljørisiko var vurdert som lav i utgangspunktet (gjelder f.eks. proteiner, vitaminer og elektrolytter, etc.).

Sverige har ennå ikke innført reguleringer av utslipp av legemiddelrester eller andre MF fra de kommunale renseanleggene. Kommunene har imidlertid hatt mulighet å søke statlig støtte for å gjennomføre utredninger og å innføre rensing av legemiddelrester og mikroplast ved renseanleggene.

For årene 2014-2017 ble det bevilget 32 MSEK til forsknings- og utviklingsprosjekter. Blant prosjektene som fikk støtte var blant annet et pilotforsøk ved Nykvarnsverket i Linköping (Havs- og vattenmyndigheten, 2018). I 2017 ble et fullskalaanlegg for fjerning av legemiddelrester ferdigstilt ved Nykvarnsverket, som første anlegg i Sverige (Sehlén *et al.*, 2020). Løsningen og teknologien er diskutert i kapittel 9.3.

I 2020 var budsjettet for det statlige bidraget på totalt 170 MSEK (Havs- og vattenmyndigheten, 2019). Kommunene kan søke støtte som dekker maksimalt 90 % av kostnaden for å innføre avansert rensing av legemiddelrester ved anleggene. Anlegg med følsomme

resipienter prioriteres ved bevilgning av støtten. Det var 23. oktober bevilget støtte til 40 prosjekter, enten til tidligfaseprosjekter eller investeringsprosjekter. På websiden <https://lakemedelsrening.se/> har Svenskt Vatten laget en oversikt over pågående prosjekter for rensing av legemiddelrester i Sverige.

På svenske universiteter og institutt er det gjennomført mye forskning for å vurdere behovet for rensing av legemidler i avløpet. Forskingen har blant annet blitt finansiert i forskningsprosjekter som MISTRA-pharma, og i mindre forskningsprosjekter og studier. Det er gjort mye forskning på miljøeffekter av legemidler i resipienter, og på renseteknologier. I et prosjekt ved forskningsinstituttet IVL ble det i 2014-2015 gjennomført en studie som undersøkte skjebnen for 24 legemidler i et renseanlegg (Sjölunda, Malmö) for å vurdere hva

som skjer med legemidlene i renseanlegget, og ved bruk av avløpsslam i landbruket (IVL, 2016). Testene viste at slammet som ble brukt for gjødsling inneholdt 15 av 24 legemidler i konsentrasjoner fra 1,9 til 1043 ng/g TS. Vannprøver etter gjødsling viste derimot ikke detekterbare konsentrasjoner for noen av de undersøkte legemidlene. Jordprøver som blitt behandlet med slam viste spor av 4 av 24 legemidler i konsentrasjoner fra 0,4 til 4,9 ng/g TS. Det ble også gjort jordadsorpsjonsforsøk i lab skala med de 24 legemidlene, som viste en høy retensjon av basiske og nøytrale legemidler, og en noe dårligere retensjon av sure legemidler. De 4 legemidlene som ble detektert i jordprøvene fra feltforsøkene var blant de substanser som hadde høy adsorpsjon til jord i labforsøkene. Resultatene fra disse forsøkene indikerer at legemidler kan adsorbere i jorden, men at de med tiden vil brytes ned.

7.4. EU

EUs system med miljøkvalitetsstandarder (EQS) og observasjonslister (watch list) er basert på beregninger av nulleffekt konsentrasjoner for prioriterte stoffer, og er et verktøy for medlemslandene for å gjøre miljørisikovurderinger. I EU er det krav om at det skal gjennomføres en miljørisikovurdering før et nytt legemiddel skal godkjennes (jf. kapittel 2.4 og 5.1), men det er ikke satt miljøkrav for etablerte legemidler.

I et EU-prosjekt i 2010 ble det gjennomført en screening av 160 organiske MF og 20 uorganiske sporstoffer ved 90 europeiske renseanlegg i EU (JRC, 2012). Målingene ble komplettert med effektbasert overvåking av østrogenitet og dioksinlik toksisitet. Det ble også gjennomført ulike toksisitetmålinger på utløpet fra renseanleggene. I studien ble det ikke gjort en miljørisikovurdering basert på målinger av enkeltstoffer. De mest relevante stoffene ble imidlertid definert basert på deteksjonsfrekvens og målte konsentrasjoner. Blant de interessante stoffene var legemidlene bisoprolol, karbamazepin, ciprofloksacin, citalopram, klindamycin, kodein, diltiazem, difenhydramin, eprosartan, feksofenadin, flekainid, gemfibrozil, flukonazol, haloperidol, ibersartan, ibuprofen, ketoprofen, oksazepam, risperidone, sulfametoxazol, telmisartan, tramadol, trimeprim og venlafaksin. Toksisitetstester ble gjennomført på 75 utløpsprøver fra forskjellige renseanlegg. Av de 75 prøvene viste 27 østrogenisk aktivitet høyere enn deteksjonsgrensen (0,5 ng/l østrogen-ekvivalenter). 25 prøver ble screenet for dioksinlik aktivitet, og 20 av disse var over deteksjonsgrensen (0,1 ng/l TEQbiotest).

3 av 13 utløpsprøver var toksiske for gjærsopp og fytoplankton.

Gunnarsson *et al.* (2019) gjorde en miljørisikovurdering basert på legemiddelforbruket i 22 europeiske land. Metodikken fra EMA (2006) ble brukt for å estimere miljøkonsentrasjoner (PEC), uten nedbrytning i renseanlegget (worst case-scenario), og for å vurdere risikoen ble risikkvotienten PEC/PNEC beregnet (metodikken er beskrevet i kapittel 5.3. Figur 54 viser resultatet fra studien. Hormonene levonorgestrel, etinyløstradiol, østradiol, abirateron og fulvestrant og hadde høyest risikkvotient i studien. Også propranolol (betablokkere/blodtrykksmedisin) og fluoksetin hadde PEC/PNEC > 1. De fleste legemidlene (>80%) med komplett økotoksdata indikerte en lav miljørisiko.

7.5. Globalt

I en studie av Umweltbundesamt ble måledata fra 1166 artikler sammenstilt (aus der Beek, 2016). Totalt 631 human- og veterinærmedisinske stoffer (inkludert 127

metabolitter) ble detektert i overflatevann, grunnvann og drikkevann i 71 land. Noen utvalgte resultater er presentert i Tabell 31.

Tabell 31. Gjennomsnittlige og maksimale konsentrasjoner av legemidler i overflatevann.

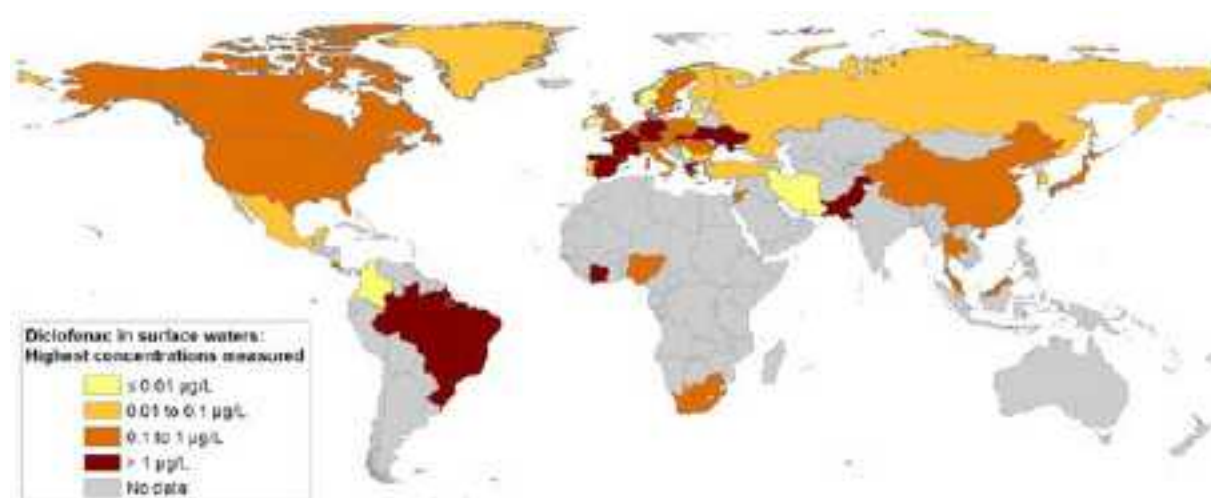
Type legemiddel	Stoff	Antall land ¹	Gjennomsnittlig konsentrasjon ² (µg/l)	Maksimal konsentrasjon ² (µg/l)
Antiinflammatorisk	Diklofenak	50	0,032	18,74
Antiepileptika	Karbamazepin	48	0,187	8,05
Antiinflammatorisk	Ibuprofen	47	0,108	303,0
Antibiotika	Sulfametoxazol	47	0,095	29,0
Antiinflammatorisk	Naproxen	45	0,050	32,0
Hormon	Østron (E1)	35	0,016	5,0
Hormon	Østradiol (E2)	34	0,003	0,012
Hormon	Etinyløstradiol (EE2)	31	0,043	5,9
Antibiotika	Trimetoprim	29	0,037	13,6
Antiinflammatorisk	Paracetamol	29	0,161	230,0
Fettregulerende	Klofibrinsyre	23	0,022	7,91
Antibiotika	Ciprofloksacin	20	18,99	6500
Antibiotika	Ofloksacin	16	0,278	17,7
Hormon	Østriol	15	0,009	0,48
Antibiotika	Norfloksacin	15	3,457	520,0
Antiinflammatorisk	Acetylsalisylsyre	15	0,922	20,96

¹Antall land hvor stoffet er detektert i overflatevann, grunnvann eller drikkevann

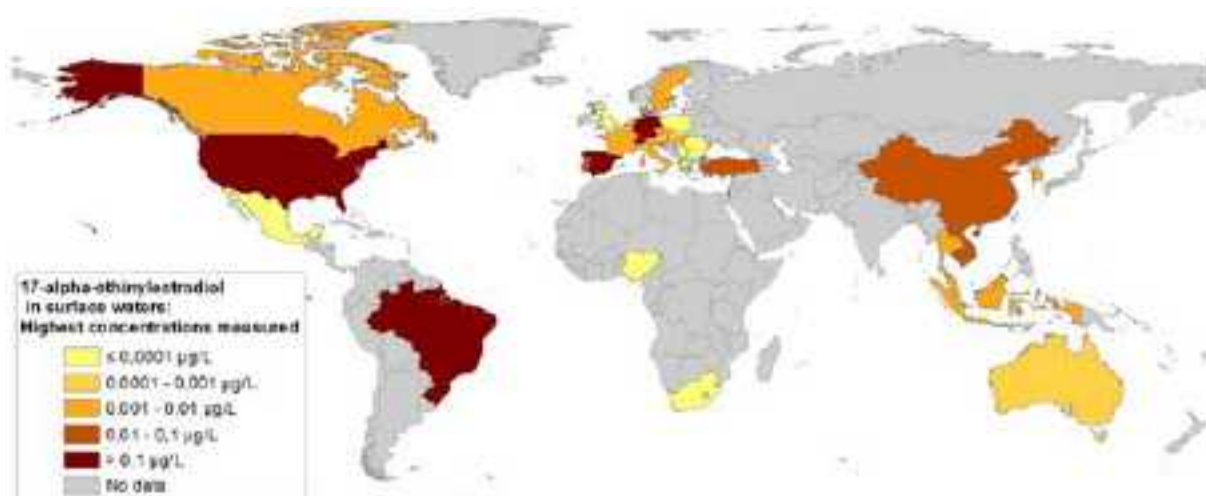
²Gjennomsnittlig og maksimal konsentrasjon i overflatevann

I 2013 satte EU tre medisiner på EUs observasjonsliste (diklofenak, etinyløstradiol og østradiol). UBA sammen-

stilte i sin rapport måledata fra overvåking av disse, se Figur 55 og Figur 56.



Figur 55. Høyeste konsentrasjon av diklofenak målt i overflatevann (Fra UBA, 2013).

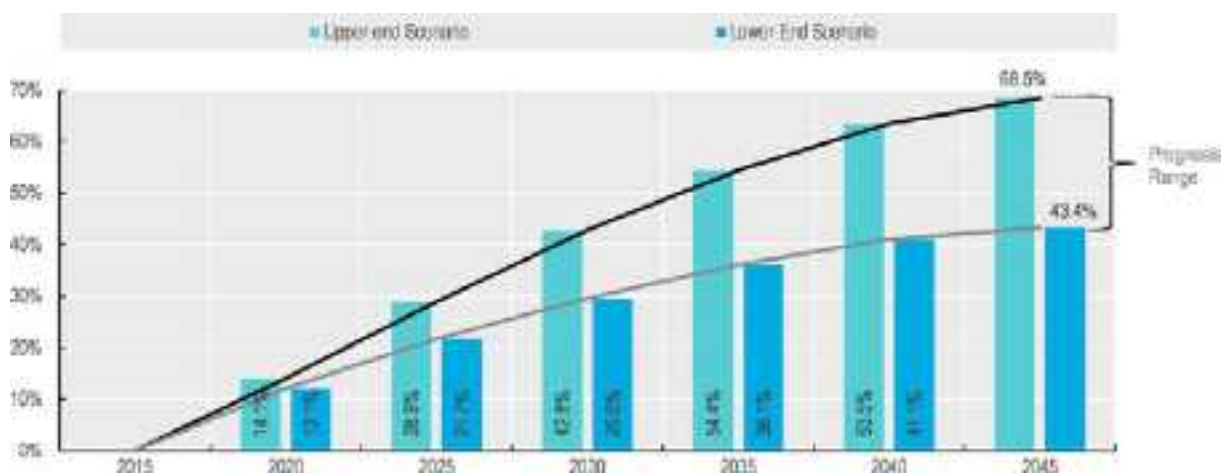


Figur 56. Høyeste konsentrasjon av etinyløstradiol målt i overflatevann (Fra UBA, 2013)

Boxall og Wilkinson (Joel, 2019) målte innholdet av antibiotika i prøver fra 711 elver i 72 land og fant antibiotika i 65 % av prøvene. I 111 av målepunktene var konsentrasjonene >300 ganger høyere enn PNEC-verdiene for stoffene.

Legemiddelforbruket har økt de siste årtiene, både globalt og i Norge. Økningen skyldes blant annet en eldre befolkning, epidemiologiske endringer (f.eks. økt behov pga. livsstilssykdommer) og endringer i behand-

linger (Belloni *et al.*, 2016). FN forventer at trenden med økt legemiddelforbruk vil fortsette, og år 2022 forventes en økning med 6,5 % (FNs miljøprogram, 2019). Som et eksempel vises en vekstprognose for legemiddelforbruket Tyskland i Figur 57 (Civity, 2017). Fra 2015 til 2045 forventes det totale legemiddelforbruket å øke med mellom 43 og 67 %. Dette skyldes hovedsakelig en endret demografi; aldersgruppen 80-85 år forbruker ca. 20 ganger mer legemidler enn aldersgruppen 20-25.



Figur 57. Prognose for legemiddelforbruket i Tyskland fra 2015 til 2045 (Fra Civity, 2017)

8. Miljørisikovurdering og modellering av utvalgte MF

I dette kapittel blir det gjennomført miljørisikovurderinger med fokus på resipient for utvalgte legemidler (kapittel 8.1) og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer (kapittel 8.2). For legemidler er det gjennomført teoretiske miljørisikovurderinger for resipient basert på salgstall og modellering av rensing (kapittel 8.1.1 og 8.1.2), samt basert på målinger (kapittel 8.1.3). For

prioriterte og vannregionspesifikke stoffer er det gjennomført en modellering av skjebnen i renseanlegg i kapittel 8.2.1, og en miljørisikovurdering basert på målinger i kapittel 8.2.1.

I kapittel 8.3 er det også gjort generelle vurderinger av miljørisikoen ved bruk av slam til jordforbedring.

8.1. Miljørisikovurdering for resipient for utvalgte legemidler

8.1.1. Miljøkonsentrasjoner (PEC) estimert fra salgstall - uten rensing

Tabell 32 viser en miljørisikovurdering for de utvalgte legemidlene basert på salgstall og forbruk i Norge. Konsentrasjonen i avløpet er estimert utfra salgstall i Norge i 2018 (Nordisk Ministerråd, 2019, og Folkehel-seinstituttet, 2019) fordelt på 5,3 mill. innbyggere med en spesifikk avløpsproduksjon på 200 l/pe-d (standard for modelleringen i EMA sin veileder, jf. kapittel 5.1). For å estimere konsentrasjonen i resipienten (PEC) benyttes en fortynningsfaktor på 10. I den forenklete beregningen av estimert miljøkonsentrasjon forutsettes at alt stoff som selges ender opp i resipienten, uten nedbrytning i kroppen eller fjerning i renseanlegg. I Tabell 2 i kapittel 3.5.1 ble stoffspesifikke egenskaper for utvalgte legemidler presentert, deriblant effektkonsentrasjoner, PNEC, i ferskvann og sjøvann.

Tabellen viser at 8 av de 18 stoffene som er vurdert har $PEC/PNEC > 1$ i ferskvann og at 11 av de 18 stoffene har >1 i sjøvann. Stoffene med $PEC/PNEC > 1$ er markert med rødt og illustrerer mulig miljøfare. Miljørisikoen gjelder altså uten fjerning ved renseanleggene, og ved en lavere avløpsproduksjon enn hva som er normalt ved norske renseanlegg. Den relativt lave fortynningsfaktoren på 10 innebærer at de beregnede risikokvotientene kun gjelder i nærheten av utslippspunktet ved norske renseanlegg. Fortynningen vil være større ved de aller fleste renseanleggene i Norge, spesielt for anlegg med utslipp til sjø.

Tabell 32. Miljøriskovurdering for resipient basert på PNEC fra litteraturen og salgstall i 2018. Røde markeringer indikerer en mulig miljøfare basert på denne forenklede, konservative miljørisikovurderingen.

Stoff	CAS-nr	Mengde pr. år (kg/år)	PEC (µg/l)	PNEC (µg/l)		PEC/PNEC	
				FV	SV	FV	SV
Diklofenak	15307-86-5	1 100	0,28	0,05	0,005	5,7	57
Ibuprofen	15687-27-1	37 658	9,73	1,0	0,1	9,7	97
Naproxen	22204-53-1	9 500	2,46	6,2	0,62	0,4	4,0
Sulfametoxazol	723-46-6	432	0,09	0,12	0,012	0,74	7,4
Trimetoprim	738-70-5	331	0,09	0,0029	0,00029	29,5	295
Ciprofloksacin	85721-33-1	754	0,20	0,12	0,012	1,6	16
Clarithromycin	81103-11-9	106	0,03	0,13	0,013	0,2	2,1
Flukonazol	86386-73-4	81	0,02	15,3	1	0,0	0,02
Tramadol	27203-92-5	2 400	0,62		1	0,1	0,6
Karbamazepin	298-46-4	1 993	0,52	0,1	0,01	5,2	52
Oksazepam	604-75-1	450	0,12	0,0018	0,00018	65	646
Citalopram	59729-33-8	120	0,03	0,18	0,11	0,03	0,3
Venlafaksin	93413-69-5	4	0,001	0,03	0,003	0,03	0,3
Kandesartan	139481-59-7	512	0,13	100	10	0,001	0,01
Metoprolol	37350-58-6	7	0,002	0,62	6,2	0,1	0,9
Metformin	657-24-9	58 287	15,07	780	78	0,02	0,2
Etinyløstradiol	57-63-6	1	0,00026	0,000003	0,0000003	78	775
Østradiol	50-28-2	1	0,00026	0,00004	0,000004	3,2	32

8.1.2. Innløpskonsentrasjoner fra salgstall og utslipp fra modellering av rensing

For å undersøke om fjerning i renseanleggene kan bidra til å redusere potensiell miljøfare er renseeffekt bestemt gjennom modellering av skjebnen i renseanleggene. I

Tabell 32 ovenfor ble miljøkonsentrasjoner estimert uten å ta hensyn til noen fjerning i renseanlegget. I dette kapitlet benyttes modellen SimpleTreat (presentert i kapittel 4.5) for å estimere utslippet etter behandling i biologiske og kjemiske renseanlegg.

Biologiske renseanlegg fra standardmodell av aktivslamanlegg

Tabell 33 viser resultatet av en risikovurdering av valgte legemidler basert på salgstall i 2018 (jf. Tabell 32) med fjerning i et standard biologisk renseanlegg, modellert i SimpleTreat 4.0. Tabellen viser hvor mye som fjernes med primærslam, via biologisk nedbryting og med bioslam i modellen. Egenskapene til legemidlene viser at fordampingen er neglisjerbar. Som input til modellen er altså egenskaper til stoffene brukt (fra Tabell 2 i kapittel 3.5.1), samt konsentrasjoner i innløpet i fra salgstall (fra Tabell 32, som er etter 10 gangers fortynning). Ellers er standardparametere brukt i modellen. Utløpet fra renseanlegget er fortynnet 10 ganger for å estimere PEC (miljøkonsentrasjon etter 10 gangers fortynning). Estimert PEC er så sammenlignet med PNEC fra Tabell 2.

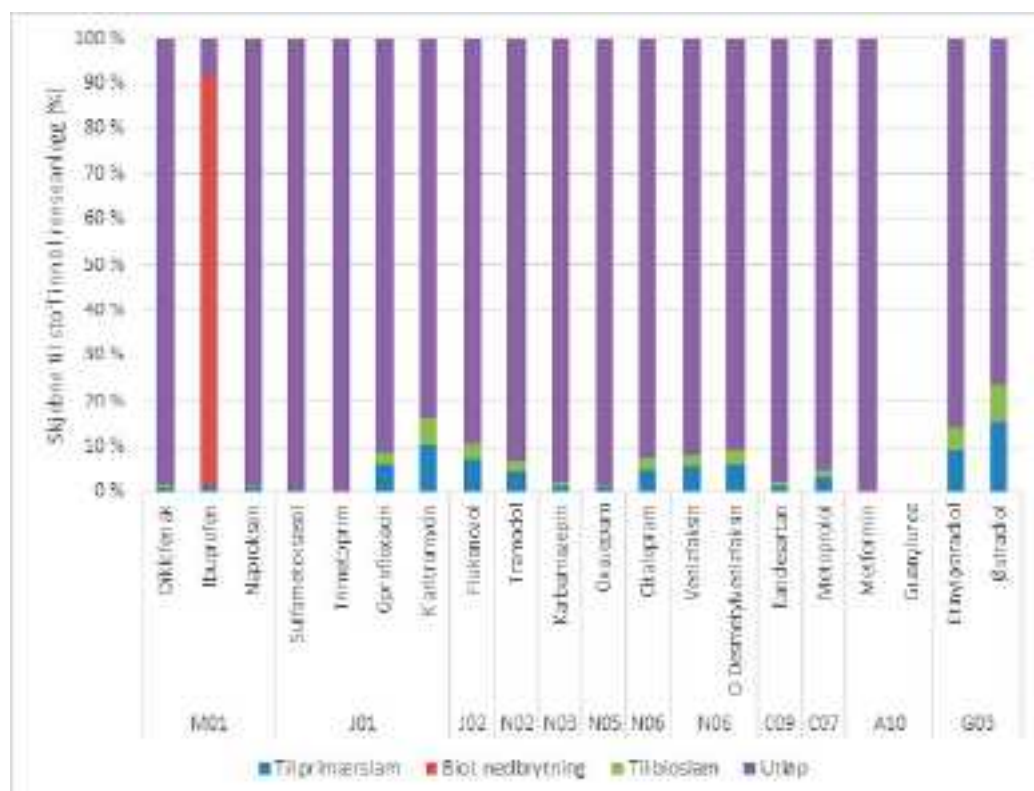
Størst renseeffekt er oppnådd for ibuprofen, og for ferskvann er dette nok til at PEC/PNEC blir <1 når rensegraden i renseanlegget iht. SimpleTreat-modellering er hensyntatt (jf. resultater uten rensing i Tabell 32). For øvrige stoffer varierer reduksjonen fra 0,03 % (Metformin) til 23 % (Østradiol). Gjennomsnittlig renseeffekt for de 18 legemidlene var 11,1 % (6,6 % for stoffene uten biologisk nedbryting). Renseeffekten er ikke nok til at flere stoffer får en risikokvotient < 1. Dermed har fortsatt 7 av de 18 stoffene PEC/PNEC > 1 i ferskvann og 11 av 18 stoffer har PEC/PNEC > 1 i sjøvann.

Tabell 33. Miljøriskovurdering for påvirkning av resipient basert på PNEC fra litteraturen, salgstall i 2018 samt modellering av et standard biologisk renseanlegg i SimpleTreat 4.0.

Stoff	Innløp (µg/l)	Primærslam (%)	Biol. nedbryting (%)	Bio-slam (%)	I utløp (%)	PEC (µg/l)	PNEC (µg/l)		PEC/PNEC	
							FV	SV	FV	SV
Diklofenak	2,8	1,1	0	0,6	98,3	0,28	0,05	0,005	5,6	55,9
Ibuprofen	97	1,3	90,7	0,1	7,9	0,77	1,0	0,1	0,8	7,7
Naproxen	25	0,7	0	0,4	98,9	2,4	6,2	0,62	0,4	3,9
Sulfametoxazol	0,0029	0,4	0	0,2	99,4	0,00029	0,12	0,012	0,7	7,3
Trimetoprim	0,68	0,1	0	0,0	99,9	0,068	0,0029	0,00029	29,5	295
Ciprofloksacin	2,0	5,9	0	3,1	91,1	0,18	0,12	0,012	1,5	14,8
Clarithromycin	0,28	10,6	0	5,5	83,9	0,023	0,13	0,013	0,2	1,8
Flukonazol	0,21	7,0	0	3,7	89,4	0,019	15,3	1	0,0	0,0
Tramadol	6,2	4,3	0	2,3	93,4	0,58	0,1	1	0,06	0,6
Karbamazepin	5,2	1,3	0	0,7	98,1	0,50	0,1	0,01	5,0	50,5
Oksazepam	1,2	0,7	0	0,4	98,9	0,12	0,18	0,00018	63,9	639
Citalopram	0,31	4,8	0	2,5	92,6	0,029	0,18	0,11	0,03	0,3
Venlafaksin	0,010	5,4	0	2,8	91,8	0,0009	0,03	0,003	0,03	0,3
Kandesartan	1,3	1,2	0	0,7	98,1	0,13	100	10	0,001	0,01
Metoprolol	0,018	3,2	0	1,7	95,1	0,0017	0,02	6,2	0,00003	0,0003
Metformin	151	0,02	0	0,01	99,97	15,06	780	78	0,02	0,2
Etinyløstradiol	0,0026	9,23	0	4,81	85,96	0,00022	0,000003	0,0000003	67	667
Østradiol	0,0026	15,47	0	8,03	76,51	0,00020	0,000004	0,0000004	2,5	25

Figur 58 viser skjebnen til de modellerte legemidlene i renseanlegget basert på data i tabell 33. Figuren viser hvor stor andel (%) av innkommende legemiddel som ender opp i slam eller utløpsvann, samt hvor mye som forventes brutt ned i det biologiske renseanlegget i modellen. For flere av stoffene (ciprofloksacin, clarithromycin, flukonazol, tramadol, citalopram, venlafaksin, O-desmetylvenlafaksin, metoprolol, etinyløstradiol og østradiol) kan > 5 % av stoffene forventes å ende

opp i slammet, ifølge modellen. Av disse stoffene ble noen målt i forbindelse med slamundersøkelsen i 2017-2018. Metoprolol, venlafaksin, O-desmetylvenlafaksin, citalopram og tramadol ble funnet i alle slamprøvene (26 stk.) i konsentrasjoner > 0,1 mg/kg TS. Flukonazol, clarithromycin, ciprofloksacin, østradiol eller etinyløstradiol ble ikke analysert i slamundersøkelsen (Norsk Vann, 2018).



Figur 58. Skjebnen til legemidler i et standard biologisk renseanlegg i SimpleTreat 4.0

Forenklet modell for å bestemme renseeffektivitet i kjemisk renseanlegg

Tabell 34 viser resultater av en risikovurdering av valgte legemidler basert på salgstall i 2018 og fjerning i et simulert kjemisk renseanlegg. Modellen av det kjemiske renseanlegget er basert på SimpleTreat-modellen, og forutsetter 90 % SS-fjerning i forsedimenteringen. Modellen er beskrevet i kapittel 4.5.2.

Gjennomsnittlig renseeffekt er 5,4 % for de valgte legemidlene i modellen, og varierer fra 0,02 % (metformin) til 20,8 % (østradiol). De samme stoffene som i risikovurderingen uten fjerning i renseanlegg (Tabell 32) hadde risikokvotienter > 1 (8 av 18 stoffene i ferskvann og 11 av 18 stoffer sjøvann).

Tabell 34. Miljøriskovurdering for utslipp til resipient basert på PNEC fra litteraturen, salgstall i 2018 samt modellering av et kjemisk renseanlegg i en modifisert SimpleTreat-modell (90 % fjerning av SS i forsedimenteringen). Alle PEC/PNEC >1 er merket rødt.

Stoff	Innløp (µg/l)	Primær- slam (%)	Utløp (%)	PEC (µg/l)	PNEC (µg/l)		PEC/PNEC	
					FV	SV	FV	SV
Diklofenak	2,8	1,5	98,5	0,28	0,05	0,005	5,6	56
Ibuprofen	97	1,8	98,2	9,6	1,0	0,1	9,6	96
Naproxen	25	1,0	99,0	2,4	6,2	0,62	0,4	3,9
Sulfametoxazol	0,0029	0,5	99,5	0,00029	0,12	0,012	0,7	7,3
Trimetoprim	0,68	0,1	99,9	0,068	0,0029	0,00029	23,4	234
Ciprofloksacin	2,0	7,9	92,1	0,18	0,12	0,012	1,5	15,0
Clarithromycin	0,28	14,2	85,8	0,024	0,13	0,013	0,2	1,8
Flukonazol	0,21	9,4	90,6	0,019	15,3	1	0,002	0,02
Tramadol	6,2	5,8	94,2	0,58	0,1	1	0,06	0,6
Karbamazepin	5,2	1,7	98,3	0,51	0,1	0,01	5,1	50,6
Oksazepam	1,2	1,0	99,0	0,12	0,18	0,00018	64	640
Citalopram	0,31	6,5	93,5	0,029	0,18	0,11	0,03	0,3
Venlafaksin	0,010	7,3	92,7	0,00089	0,03	0,003	0,03	0,3
Kandesartan	1,3	1,7	98,3	0,13	100	10	0,001	0,01
Metoprolol	0,018	4,3	95,7	0,0017	0,02	6,2	0,00003	0,0003
Metformin	151	0,02	99,98	15,06	780	78	0,02	0,2
Etinyløstradiol	0,0026	12,4	87,6	0,00023	0,000003	0,0000003	68	679
Østradiol	0,0026	20,8	79,2	0,00020	0,00004	0,000004	2,6	26

8.1.3. Estimering av miljøkonsentrasjoner (MEC) basert på målinger på renseanlegg

I kapittel 6.2.1 ble målinger i forbindelse med screeningundersøkelser fra 2005 til 2019 presentert. Tabell 14 sammenstilte målinger fra innløp, utløp og slam fra forskjellige typer av renseanlegg (mekaniske, kjemiske og kjemiske-biologiske). Tabell 15 sammenstilte målinger fra kjemiske-biologiske renseanlegg og Tabell 16 sammenstilte målinger fra kjemiske renseanlegg. Nedenfor er målingene fra screeningundersøkelsene brukt for å beregne risikokvotienter (MEC/PNEC) i resipientene, basert på målingene fra screeningundersøkelsene.

Tabell 35 viser en risikovurdering for resipient basert på målte utslippskonsentrasjoner fra kjemiske-biologiske renseanlegg fra screeningundersøkelser i 2005, 2006 og 2019 (jf. Tabell 15 i kapittel 6.2.1 og Miljødirektoratet 2006a, 2007 og 2021). Målte utløpskonsentrasjoner er fortynnet 10 ganger for å bestemme konsentrasjonen i resipienten, MEC (målt miljøkonsentrasjon). I tabellen er MEC sammenlignet med PNEC for ferskvann og sjøvann for å vurdere risikoen for utslippet. Tabellen viser at MEC/PNEC > 1 både i ferskvann og sjøvann for trimetoprim, oksazepam, O-desmetylvenlafaksin, etinyløstradiol og østradiol (5 av 16 legemidler). For diklofenak, karbamazepin og venlafaksin er MEC/PNEC > 1 ved utslipp til sjøvann (8 av 16 vurderte legemidler i SV).

Tabell 35. Risikovurdering for utslipp til resipient basert på gjennomsnitt av målte verdier for rensed avløp fra kjemiske-biologiske renseanlegg (med 10 gangers fortynning) fra screeningundersøkelser (jf. kapittel 6.2.1 og Tabell 15) og PNEC-verdier fra litteraturen.

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger	MEC (µg/l)	PNEC (µg/l)		MEC/PNEC	
				FV	SV	FV	SV
Antiinflammatoriske	Diklofenak ^{1, 2, 3}	13	0,022	0,05	0,005	0,4	4
	Ibuprofen ^{2,3}	13	0,0095	1,0	0,1	0,01	0,1
	Naproxen	0		-	-	-	-
Antibiotika	Sulfametoxazol ^{1, 2, 3}	19	0,008	0,12	0,012	0,06	0,6
	Trimetoprim ^{1, 2, 3}	19	0,0354	0,0029	0,00029	12	112
	Ciprofloksacin ^{2,3}	13	0,006	0,12	0,012	0,05	0,5
	Clarithromycin	0		-	-	-	-
Soppmedisin	Flukonazol	0		-	-	-	-
Opioid	Tramadol ¹	6	0,045	0,1	1	0,005	0,05
Antiepilepsimedisin	Karbamazepin ¹	6	0,025	0,1	0,01	0,2	2,5
Psykoletika	Oksazepam ¹	6	0,039	0,18	0,00018	22	217
Antidepressiver	Citalopram	6	0,0043	0,18	0,11	0,004	0,04
	Venlafaksin ¹	6	0,021	0,03	0,003	0,7	6,9
	O-desmetylvenlafaksin ¹	6	0,067	0,03	0,003	2,2	22
Blodtrykksmedisin	Kandesartan	0		-	-	-	-
	Metoprolol ^{1, 3}	13	0,069	0,02	6,2	0,001	0,01
Diabetesmedisin	Metformin ¹	6	3,31	780	78	0,004	0,04
	Guanylurea ¹	6	7,58	780	78	0,01	0,10
Prevensjonsmidler	Etinyløstradiol ^{2,3}	12	0,00002	0,000003	0,0000003	6,7	67
	Østradiol ^{2, 3}	12	0,0001	0,00004	0,000004	2,5	25

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2017a; ⁴Miljødirektoratet 2007; ⁵Miljødirektoratet 2006a

Tabell 36 viser en risikovurdering for resipient basert på målte utslippkonsentrasjoner fra kjemiske renseanlegg i fra screeningundersøkelsen i 2005 (jf. Tabell 16 i kapittel 6.2.1 og Miljødirektoratet 2006a). Utløpskonsentrasjonene er fortynnet 10 ganger for å beregne MEC. I tabellen er MEC sammenlignet med PNEC for

ferskvann og sjøvann. Risikokvotienten (MEC/PNEC) er > 1 både i ferskvann og sjøvann for trimetoprim, etinyløstradiol og østradiol. For ibuprofen, sulfametoxazol og ciprofloksacin er MEC/PNEC > 1 ved utslipp til sjøvann.

Tabell 36. Miljøriskovurdering for resipient basert på gjennomsnittlig målte verdier i renset avløp fra kjemiske renseanlegg (med 10 gangers fortynning) fra screeningundersøkelse i 2005 (jf. kapittel 6.2.1 og Tabell 14) og PNEC-verdier fra litteraturen.

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger	MEC (µg/l)	PNEC (µg/l)		MEC/PNEC	
				FV	SV	FV	SV
Antiinflammatoriske	Ibuprofen ¹	5	0,274	1,0	0,1	0,27	2,7
Antibiotika	Sulfametoxazol ¹	5	0,021	0,12	0,012	0,2	1,7
	Trimetoprim ¹	5	0,045	0,0029	0,00029	16	157
	Ciprofloksacin ¹	5	0,038	0,12	0,012	0,3	3,2
Prevensjonsmidler	Etinyløstradiol ¹	5	0,00004	0,000003	0,0000003	13	133
	Østradiol ¹	5	0,0007	0,00004	0,000004	18	178

¹Miljødirektoratet, 2006a

Tabell 37 viser en risikovurdering for resipient basert på målte utslippskonsentrasjoner i innløpet til forskjellige renseanlegg i screeningundersøkelser fra 2005 til 2019 (jf. Tabell 14 i kapittel 6.2.1 og Miljødirektoratet 2006a, 2007, 2017a, 2018a og 2021). Innløpskonsentrasjonene er fortynnet 10 ganger for å estimere MEC. Risikovurderingen estimerer altså hva som ville ha skjedd hvis man

sluppet ut urensset avløp til resipienten (direkte utslipp). Tabellen viser at risikokvotienten (MEC/PNEC) er > 1 for både ferskvann og sjøvann for diklofenak, trimetoprim, oksazepam, O-desmetylvenlafaksin, etinyløstradiol og østradiol. For ibuprofen, sulfametoxazol, ciprofloksacin, karbamazepin og venlavaksin var MEC/PNEC > 1 for sjøvann.

Tabell 37. Miljøriskovurdering for resipient ved direkte utslipp av urensset avløp basert på innløpsverdier til avløpsrenseanlegg fra screeningundersøkelser (jf. kapittel 6.2.1 og Tabell 14) og 10 gangers fortynning.

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger	MEC (µg/l)	PNEC (µg/l)		MEC/PNEC
				FV	SV	
Antiinflammatoriske	Diklofenak ^{1, 2, 3, 4, 5}	15	0,68	0,05	0,005	14
	Ibuprofen ^{4,5}	18	2	1,0	0,1	1,4
	Naproxen		-	-	-	
Antibiotika	Sulfametoxazol ^{1, 2, 4, 5}	26	0,169	0,12	0,012	1,0
	Trimetoprim ^{1, 2, 4, 5}	26	0,546	0,0029	0,00029	161
	Ciprofloksacin ^{4,5}	18	0,889	0,12	0,012	6,8
	Clarithromycin ^{2, 3}	2	0,042	0,13	0,013	0,3
Soppmedisin	Flukonazol		-	-	-	
Opioid	Tramadol ^{1, 2, 3}	8	0,533	0,1	1	0,05
Antiepilepsimedisin	Karbamazepin ^{1, 2, 3}	8	0,25	0,1	0,01	2,5
Psykoletika	Oksazepam ^{1, 2, 3}	8	0,419	0,18	0,00018	233
Antidepressiver	Citalopram	8	0,039	0,18	0,11	0,04
	Venlafaksin ^{1, 2, 3}	8	0,21	0,03	0,003	7
	O-desmetylvenlafaksin ^{1, 2, 3}	8	0,508	0,03	0,003	17
Blodtrykksmedisin	Kandesartan		-	-	-	
	Metoprolol ^{1, 2, 3, 4}	15	0,908	0,02	6,2	0,01
Diabetesmedisin	Metformin ¹	6	49	780	78	0,1
	Guanylfurea ¹	6	2	780	78	0,003
Prevensjonsmidler	Etinyløstradiol ^{4, 5}	17	0,0004	0,000003	0,0000003	133
	Østradiol ^{4, 5}	17	0,014	0,00004	0,000004	400

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2017a; ⁴Miljødirektoratet 2007; ⁵Miljødirektoratet 2006a

8.1.4. Sammenligning av målte og modellerte konsentrasjoner (MEC og PEC)

Tabell 38 viser en sammenstilling av gjennomsnittlige miljøkonsentrasjoner ved direkte utslipp estimert fra salgstall i 2018 (jf. Tabell 32) og fra målinger 2005-2019 (jf. Tabell 37). Tabellen viser at modellerte konsentrasjoner (PEC) var høyere enn målte konsentrasjoner (MEC), med unntak for østradiol og venlafaksin. Det er forventet

at konsentrasjoner estimert utfra salgstall er høyere enn målte konsentrasjoner i urensset avløp, da modellen benytter en spesifikk vannmengde (200 l/pe-d) som er lavere enn gjennomsnittlig vannføring ved norske renseanlegg, og fordi modellen ikke inkluderer tap via metabolisme. Ionesuppresjon ved analyse kan også føre til at målte verdier blir lavere enn faktiske konsentrasjoner jf. kapittel 6.1.

Tabell 38. Sammenligning av modellerte (PEC) og målte (MEC) miljøkonsentrasjoner, samt PEC/PNEC-forhold ved direkte utslipp (uten rensing)

Type legemiddel	Stoff	PEC fra salgstall 2018 (µg/l)	MEC fra målinger (µg/l)	PEC/PNEC fra salgstall 2018		MEC/PNEC fra målinger	
				FV	SV	FV	SV
Antiinflammatoriske	Diklofenak	0,28	0,068	5,7	57	1,4	14
	Ibuprofen	9,73	0,14	9,7	97	0,14	1,4
	Naproxen	2,46		0,4	4,0		
Antibiotika	Sulfametoxazol	0,09	0,012	0,74	7,4	0,1	1,0
	Trimetoprim	0,09	0,047	29,5	295	16	161
	Ciprofloksacin	0,20	0,082	1,6	16	0,7	6,8
	Clarithromycin	0,03	0,0042	0,2	2,1	0,03	0,3
Soppmedisin	Flukonazol	0,02		0,0	0,02		
Opioid	Tramadol	0,62	0,053	0,1	0,6	0,005	0,05
Antiepilepsimedisin	Karbamazepin	0,52	0,025	5,2	52	0,25	2,5
Psykoletika	Oksazepam	0,12	0,042	65	646	23	233
Antidepressiver	Citalopram	0,03	0,0039	0,03	0,3	0,004	0,04
	Venlafaksin	0,001	0,021	0,03	0,3	0,7	7
	O-desmetylvénlafaksin	-	0,051	-	-	1,7	17
Blodtrykksmedisin	Kandesartan	0,13		0,001	0,01		
	Metoprolol	0,002	0,091	0,1	0,9	0,001	0,01
Diabetesmedisin	Metformin	15,07	4,93	0,02	0,2	0,01	0,1
	Guanylfurea*	-	0,23	-	-	0,0003	0,003
Prevensjonsmidler	Etinyløstradiol	0,00026	0,00004	78	775	13	133
	Østradiol	0,00026	0,0016	3,2	32	40	400

Stor usikkerhet kan forventes generelt for målte resultater, pga. få målinger og fordi forbruket kan variere geografisk. For østradiol var data fra 17 målinger fra 2005 og 2006 tilgjengelig. Forbruket av østradiol har økt fra henholdsvis 21 000 og 22 000 DDD/døgn i 2005 og 2006, til 28 000 DDD/døgn i 2018, og dette kan også ha vært en del av forklaringen til hvorfor man målte høyere konsentrasjoner i 2005-2006 enn hva

som ble modellert basert på forbruket i 2018 (Folkehelseinstituttet, 2009 og 2019). Forskjellen mellom beregnet og målt konsentrasjon i Tabell 38 er størst for ibuprofen. Ibuprofen er det eneste av stoffene som er lett nedbrytbar biologisk i OECD 301-test (jf. kapittel 8.1.2). Muligens kan den store forskjellen forklares med at det har skjedd nedbryting på ledningsnett.

Tabell 39 viser en sammenstilling av gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner målt ved biologiske renseanlegg 2005-2019 (jf. Tabell 35) vs. estimerte konsentrasjoner fra salgstall og modellering av et standard biologisk renseanlegg i SimpleTreat 4.0 (jf. Tabell 33)

Tabellen viser også gjennomsnittlig renseeffekt i modellen vs. beregnet fra gjennomsnittlig konsentrasjon for inn- og utløpsprøver (for de undersøkelser hvor det ble tatt ut samtidige prøver fra både inn- og utløp, jf. Tabell 15 i kapittel 6.2.1). For målingene var det høyere konsentrasjoner i utløpet enn innløpet for 4 av 17 stoffer. Dette kan enten være pga. metabolisme i renseanlegget (f.eks. for O-desmetylvenlafaksin og guanylurea) eller pga. målefeil (f.eks. ionesuppresjon, jf. kapittel 6.1,

gjelder for karbamazepin og oksazepam). For ibuprofen (eneste stoffet som er lett nedbrytbart) er renseeffekten tilnærmet lik for modell og målinger. For flere stoff er reduksjonen i renseanlegget større for målinger enn for modellen, noe som kan indikere at det skjer en større biologisk nedbrytning (eller adsorpsjon) i renseanlegget enn i modellen. Det gjelder f.eks. for antibiotikaene, tramadol, venlafaksin, metoprolol, metformin, etinyløstradiol og østradiol. For to av stoffene viser målinger høyere PEC/PNEC enn modellen, nemlig for antidepressiva legemidlet venlafaksin og metabolitten O-desmetylvenlafaksin. Sistnevnte modelleres ikke, og pga. manglende PNEC, benyttes samme PNEC for venlafaksin og for metabolitten.

Tabell 39. Sammenligning av modellering og målinger av utløpskonsentrasjoner og renseeffekter ved biologiske renseanlegg

Type legemiddel	Stoff	Gjennomsnittlig konsentrasjon i utløp (µg/l)		Gjennomsnittlig reduksjon biologisk renseanlegg (%)	
		Modell	Målinger	Modell	Målinger
Antiinflammatorisk	Diklofenak	2,8	0,2	1,7	46
	Ibuprofen	7,7	0,1	92	93
	Naproxen	24		1,1	
Antibiotika	Sulfametoxazol	0,003	0,1	0,6	41
	Trimetoprim	0,7	0,4	0,1	31
	Ciprofloksacin	1,8	0,06	8,9	93
	Clarithromycin	0,2		16	
Soppmedisin	Flukonazol	0,2		11	
Opioid	Tramadol	5,8	0,5	6,6	9
Antiepileptika	Karbamazepin	5,0	0,2	2,0	-14
Psykolettika	Oksazepam	1,2	0,4	1,1	10
Antidepressiver	Citalopram	0,3	0,04	7,4	-9
	Venlafaksin	0,009	0,2	8,2	2
	O-desmetylvenlafaksin		0,7	9,2	-21
Blodtrykksmedisin	Kandesartan	1,3		1,9	
	Metoprolol	0,02	0,7	4,9	15
Diabetesmedisin	Metformin	151	33	0,03	33
	Guanylurea		76		-3197
Hormoner	Etinyløstradiol	0,002	0,0002	14	50
	Østradiol	0,002	0,001	24	94

Tabell 40 viser gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner målt ved kjemiske renseanlegg i 2005 (jf. Tabell 36) vs. estimering fra salgstall i 2018 og modellering av et kjemisk renseanlegg i en modifisert versjon av Simple-Treat 4.0 (jf. Tabell 34). Forskjeller mellom modell og målinger kan f.eks. skyldes endring i legemiddelforbruk mellom 2005 og 2018, at modellen ikke inkluderer metabolisme, at modellen bruker en lav spesifikk vannmengde, usikkerheter i målingene (gjennomsnittet er kun basert på 5 målinger), m.m.

Tabellen viser også gjennomsnittlig målt renseeffekt (beregnet fra gjennomsnittlig konsentrasjon for inn- og utløpsprøver) og renseeffekten for modellen for de forskjellige stoffene. Det kan være flere årsaker til forskjeller mellom renseeffekten som er målt og modellert. Modellen forventes å ha stor usikkerhet (inkluderer kun biologisk nedbrytning for ibuprofen men ikke andre stoff, det er ukjent om modellen kan representere de adsorpsjonsprosesser som skjer i et kjemisk renseanlegg, etc.). For målingene så forventes måleusikkerhet pga. matrikseffekter å ha stor betydning, og få analyser gir også stor usikkerhet for resultatet. Det samme gir analyser på ekstremt lave nivåer (bl.a. for prevensjonsmidlene/hormonhermere).

Tabell 40. Sammenligning av modellering (basert på modifikasjonen av renseeffekt) og målinger av utløpskonsentrasjoner og renseeffekter ved kjemiske renseanlegg.

Type legemiddel	Stoff	Gjennomsnittlig konsentrasjon i utløp (µg/l)		Gjennomsnittlig reduksjon renseanlegg (%)	
		Modell	Målinger	Modell	Målinger
Antiinflammatorisk	Ibuprofen	95,6	2,74	1,8	-11
Antibiotika	Sulfametoxazol	24,3	0,21	0,5	43
	Trimetoprim	0,68	0,45	0,1	48
	Ciprofloksacin	0,24	0,38	7,9	65
Prevensjonsmidler	Etinyløstradiol	0,002	0,0004	12	0
	Østradiol	0,002	0,007	21	29

8.2. Miljørisikovurdering for resipient for utvalgte prioriterte og vannregionspesifikke stoffer

8.2.1. Risikovurdering basert på målinger på renseanlegg

Tabell 41 sammenstiller målinger på innløpsvann til renseanlegg fra de screeningundersøkelser som det er innhentet data fra (Miljødirektoratet 2017a, 2018a og 2021 og Storhaug, 2010, jf. Tabell 22 i kapittel 6.3.1). Innløpskonsentrasjonene er fortynnet 10 ganger for å estimere MEC. Risikovurderingen estimerer dermed hva

som skjer hvis man slipper ut urensset avløp til resipienten. Tabellen viser at MEC/PNEC er >1 for både ferskvann og sjøvann for benzo(a)pyren og BDE-99 (for BDE-99 er resultatet basert på to målinger, for benzo(a)pyren på seks målinger). For siloksanen D5 er MEC/PNEC > 1 for sjøvann. PCB7 ble ikke detektert i utløpsprøvene, men siden PNEC var lavere enn deteksjonsgrensene så kan det ikke utelukkes at MEC/PNEC > 1.

Tabell 41. Miljørisikovurdering for resipient ved direkte utslipp av urensset avløp basert på innløpsverdier til avløpsrenseanlegg fra screeningundersøkelser (jf. kapittel 6.3.1 og Tabell 22) og 10 gangers fortynning

Stoffgruppe	Stoff	Antall målinger	PEC (µg/l)	PNEC (AA-EQS) (µ/l)		PEC/PNEC	
				FV	SV	FV	SV
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	6 ¹	0,0006	0,1	0,1	0,01	0,01
	Benzo(a)pyren	6 ¹	0,0004	0,00017	0,00017	2,5	2,5
	Fluoranten	6 ¹	0,004	0,0063	0,0063	0,6	0,6
	Naftalen	6 ¹	0,01	2	2	0,01	0,01
Brom. flammehemmere	BDE-99	2 ²	0,00007	4,9 E-8	2,4 E-9	1439	29 375
Ftalater	DEHP	6 ¹	0,0003	1,3	1,3	0,0002	0,0020
Alkylfenoler	4-nonylfenol	6 ¹	<0,00002	0,3	0,3	<0,00007	<0,00007
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	12 ⁴	0,0009	9,1	9,1	0,0001	0,0001
	PFOS	0	-	0,00065	0,00013	-	-
Bisfenoler	Bisfenol A	30 ^{1,2,3,4}	0,08	1,5	0,15	0,06	0,55
	TBBPA	2 ²	<0,002	0,25	0,25	<0,006	<0,006
Siloksaner	D5	14 ^{2,4}	2	1,7	0,17	0,9	9,3
Polyklorerte bifenyl	PCB7	8 ^{1,2}	<0,002	0,0000024	0,0000024	<729	<729

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2017a; ⁴Storhaug, 2010

Tabell 42 viser en risikovurdering basert på målinger fra kjemiske-biologiske renseanlegg i screeningundersøkelser i 2016, 2017 og 2019, jf. kapittel 6.3.1 (Miljødirektoratet 2017a, 2018a og 2021). Målte utløpskonsentrasjoner er fortynnet 10 ganger for å estimere konsentrasjonen i resipienten (MEC). I tabellen er MEC sammenlignet med PNEC for ferskvann og sjøvann for å vurdere risikoen for utslippet. Tabellen viser at MEC/PNEC > 1 for den bromerte flammehemmeren BDE-99 både i ferskvann og sjøvann. BDE-99 er målt over deteksjonsgrensen (0,2 ng/l) i 8 av 10 analyser, og selv

om konsentrasjonene var lave (0,5 ng/l i utløpet i gjennomsnitt), så blir MEC/PNEC >> 1 for ferskvann og sjøvann fordi PNEC er ekstremt lav. For PAH-en benzo(a)pyren var alle målingene < deteksjonsgrensen på 5 ng/l. PNEC er imidlertid lavere enn 5 ng/l for ferskvann og sjøvann, og dermed er det en mulighet for at MEC/PNEC fortsatt kan være > 1 likevel. Verken PFOS eller PCB7 ble detektert i utløpsprøvene, men siden PNEC < deteksjonsgrensene så kan det heller ikke her utelukkes MEC/PNEC > 1.

Tabell 42. Miljøriskovurdering for resipient basert på gjennomsnitt av målte verdier for rensed avløp fra kjemiske-biologiske renseanlegg (med 10 gangers fortynning) fra screeningundersøkelser (jf. kapittel Tabell 22) og PNEC-verdier fra litteraturen

Stoffgruppe	Stoff	Antall målinger	MEC (µg/l)	PNEC (AA-EQS) (µg/l)		MEC/PNEC	
				FV	SV	FV	SV
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	6 ¹	<0,0001	0,1	0,1	<0,001	<0,001
	Benzo(a)pyren	6 ¹	<0,0005	0,00017	0,00017	<2,9	<2,9
	Fluoranten	6 ¹	0,0002	0,0063	0,0063	0,03	0,03
	Naftalen	6 ¹	0,0006	2	2	0,0003	0,0003
Brom. flammehemmer	BDE-99	10 ^{2,3}	0,00005	4,9 E-8	2,4 E-9	988	20 167
Ftalater	DEHP	6 ¹	<0,0001	1,3	1,3	<0,00008	<0,00008
Alkylfenoler	4-nonylphenol	6 ¹	<0,00002	0,3	0,3	<0,00007	<0,00007
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	6 ³	0,0007	9,1	9,1	0,00008	0,00008
	PFOS	6 ³	<0,001	0,00065	0,00013	<1,5	<7,5
Bisfenoler	Bisfenol A	20 ^{1,2,3}	0,0	1,5	0,15	0,007	0,07
	TBBPA	4 ²	<0,001	0,25	0,25	<0,004	<0,004
Siloksaner	D5	4 ²	0,03	1,7	0,17	0,02	0,2
Polyklorerte bifenyl	PCB7	10 ^{1,2}	<0,0007	0,0000024	0,0000024	<292	<292

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Miljødirektoratet 2017a

I forbindelse med screeningundersøkelsene som det ble innhentet målinger fra i denne studien var det få målinger av aktuelle MF ved kjemiske renseanlegg. Det er derfor ikke gjort en risikovurdering basert på målinger ved kjemiske renseanlegg. Skjebnen til valgte MF ved kjemiske renseanlegg er vurdert ved modellering i neste avsnitt.

8.2.2. Modellering av utvalgte prioriterte stoffer

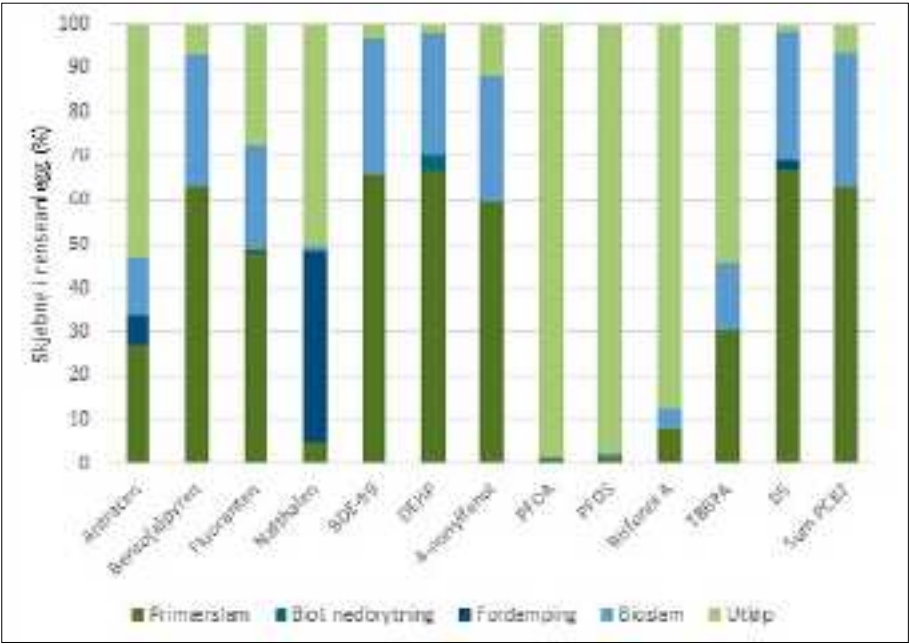
SimpleTreat 4.0 ble brukt for å simulere skjebnen til utvalgte prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i biologiske og kjemiske renseanlegg. Valg av stoffer er presentert i kapittel 3.5, stoffspesifikke egenskaper for de utvalgte stoffene i er presentert i Tabell 4 kapittel 3.5.2. Tilsvarende modeller som ble brukt for å modellere skjebnen til legemiddelrester renseanlegg i kapittel 8.1.2 er brukt (modellen er nærmere beskrevet i kapittel 4.5). Som input ble løselighet i vann, log Kow, pKa, Henrys konstant, biologisk nedbrytbarhet (målt i OECD 301-test) brukt.

Biologiske renseanlegg

Tabell 43 og Figur 59 viser skjebnen i et standard aktivslamanlegg modellert med SimpleTreat 4.0. DEHP er eneste stoffet med noe biologisk nedbrytning («ready biodegradable» i en OECD 301-test, jf.8.1.2) i modellen. Bisfenol A er ikke lett nedbrytbart i OECD 301-test, men kan ev. forventes å brytes ned noe (ikke vist i modellen). For benzo(a)pyren, BDE-99, DEHP, 4-nonylfenol, D5 og PCB7 ble mer enn halvparten av innkommende mengder adsorbert til slammet i modellen. Fordampingen var størst for naftalen (43 %). For antracen, PFOA, PFOS og tetrabrombisfenol A (TBBPA) var fjerningen <50% i modellen. Gjennomsnittlig

renseeffekt for de 13 stoffene/stoffgruppene i Tabell 43 var 61,4 %. Det kan sammenlignes med gjennomsnittlig renseeffekt for 18 legemidler i tilsvarende modell, som var 11,2 %, jf. Tabell 33. Dette forklares hovedsakelig med stoffenes høyere affinitet til slam.

PFOS er et overflateaktivt stoff så det er grunn til å tro at modellen ikke er i stand til å modellere denne typen stoffer. Det vil ha affinitet til alle overflater. PFOA er vannløselig og syrekonstanten bestemmer når dette er i syreform.



Figur 59. Skjebnen til valgte MF i et standard biologisk renseanlegg i SimpleTreat 4.0

Tabell 43. Skjebnen til valgte MF i et standard biologisk renseanlegg i SimpleTreat 4.0

Stoffgruppe	Stoff	Innløp (%)	Primærslam (%)	Biol. nedbrytning (%)	Fordamping (%)	Bioslam (%)	Utløp (%)
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	100	27	0	6,6	14	53
	Benzo(a)pyren	100	63	0	0	30	7,2
	Fluoranten	100	48	0	0,6	24	27
	Naftalen	100	4,9	0	43	1,6	50
Brom. flammehemmere	BDE-99	100	66	0	0,08	31	3,3
Ftalater	DEHP	100	67	3,3	0	28	2,0
Alkylfenoler	4-nonylfenol	100	59	0	0	29	12
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	100	1,0	0	0	0,5	99
	PFOS	100	1,3	0	0,2	0,7	98
Bisfenoler	Bisfenol A	100	8,0	0	0	4,2	88
	TBBPA	100	30	0	0	15	54
Siloksaner	D5	100	67	0	2,0	29	1,8
Polyklorerte bifenyl	Sum PCB7 (middel)	100	63	0	0,05	30	6,9

Tabell 44 viser en sammenligning av renseeffekter fra screeningundersøkelser hvor det både var målt på innløpet og utløpet ved kjemiske-biologiske renseanlegg (jf. Tabell 41 og Tabell 42). For PFOA ble det målt en negativ renseeffekt, sannsynligvis pga. målefeil (matrikseffekter, se kapittel 6.1). For BDE-99 var målt renseeffekt lavere enn renseeffekten i modellen (basert på kun 2 målinger, så usikkerheten er stor). For øvrige stoffer var målt renseeffekt høyere enn for modellen. Det kan ev. forklares med en mer effektiv partikkelfjerning enn

hva som er antatt i modellen (modellen inkluderer ikke kjemisk felling, som kan gjøre partikkelfjerningen mer effektiv ved de norske renseanleggene enn i standard-modellen). Den høyere renseeffekten for bisfenol A i målingene kan ev. forklares med at den brytes ned biologisk i renseanlegget (bisfenol A er ikke definert som «ready biodegradable» i OECD 301-test, og biologisk nedbryting er dermed ikke vist i modellen, men kan likevel skje).

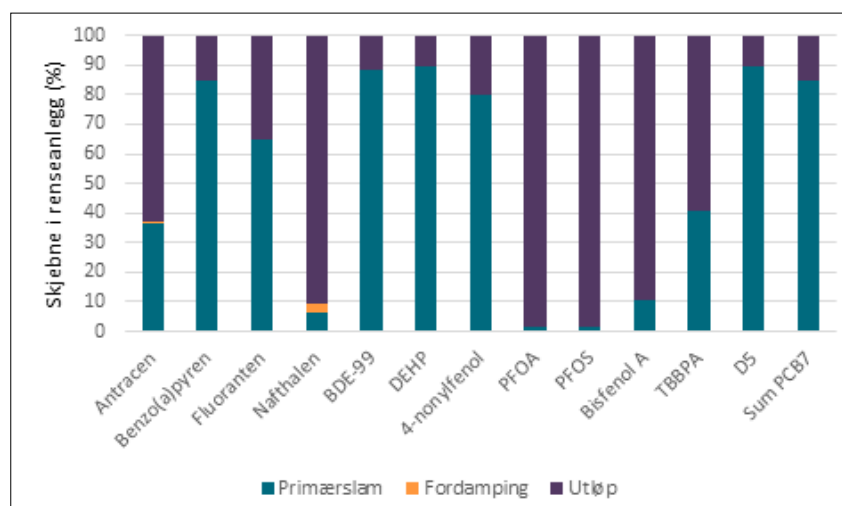
Tabell 44. Sammenligning av renseeffekter fra modellering vs. målinger i forbindelse med screeningundersøkelser for kjemiske-biologiske renseanlegg

Stoffgruppe	Stoff	Antall målinger	Renseeffekt (%)	
			Målinger	Modell
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	6 ¹	100	47
	Benzo(a)pyren	6 ¹	100	93
	Fluoranten	6 ¹	96	73
	Naftalen	6 ¹	94	50
Brom. flammehemmere	BDE-99	2 ²	31	97
Ftalater	DEHP	6 ¹	100	98
Alkylfenoler	4-nonylfenol	6 ^{1,5}	-	88
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	6 ³	-17	1
	PFOS	-		2
Bisfenoler	Bisfenol A	24 ^{1,2,3,4}	85	12
	TBBPA	2 ^{2,5}	-	46
Siloksaner	D5	4 ²	99	98
Polyklorerte bifenyl	Sum PCB7 (middel)	8 ^{1,3,5}	-	93

¹Miljødirektoratet 2021; ²Miljødirektoratet 2018a; ³Storhaug, 2010; ⁴Miljødirektoratet 2017a; ⁵Ikke detektert

Kjemiske renseanlegg

Figur 60 og Tabell 45 viser skjebnen i en modell av et kjemisk renseanlegg. Modellen simulerer adsorpsjon til primærslammet og fordamping i primærsedimenteringsstrinnet, tilsvarende modellen som er beskrevet i kapittel 8.1.2. Fjerningen med primærslam og fordamping i anlegget varierte mellom 1% for PFOA og 90% for DEHP. Gjennomsnittlig renseeffekt for de 13 stoffene/stoffgruppene var 52,8 %, som er 8,6 prosentpoeng lavere enn for det biologiske renseanlegget. Overflateaktive stoffer, f.eks. PFOS og PFOA, kan ha egenskaper som gjør at skjebnen ikke kan modelleres av de standardmodeller som er brukt i Simple Treat. F.eks. har PFOS større affinitet til slam enn hva modellen indikerer.



Figur 60. Skjebnen til valgte MF i et kjemiske renseanlegg i en modifisert modell i SimpleTreat 4.0

Tabell 45. Skjebnen til valgte MF i et kjemisk renseanlegg i en modifisert modell i SimpleTreat 4.0

Stoffgruppe	Stoff	Innløp (%)	Primærslam (%)	Fordamping (%)	Utløp (%)
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	100	37	0,5	63
	Benzo(a)pyren	100	85	0	15
	Fluoranten	100	65	0,1	35
	Naftalen	100	6,7	2,9	90
Brom. flammehemmere	BDE-99	100	89	0,01	11
Ftalater	DEHP	100	90	0	10
Alkylfenoler	4-nonylphenol	100	80	0	20
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	100	1,3	0	99
	PFOS*	100	1,7	0	98
Bisfenoler	Bisfenol A	100	11	0	89
	TBBPA	100	41	0	59
Siloksaner	D5	100	90	0,01	10
Polyklorerte bifenyler	Sum PCB7 (middel)	100	85	0	15

* Har større affinitet til slam enn hva modellen indikerer (overflateaktivt stoff)

Tabell 46 viser gjennomsnittlige renseeffekter for MF fra screeningundersøkelser hvor det både var målt på innløpet og utløpet ved kjemiske renseanlegg (jf. kapittel 6.3.1). Tabellen viser også renseeffekter som ble målt i

forbindelse med utslippskontrollen for norske renseanlegg (jf. kapittel 6.3.4), og ved Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (SNJ) i 2006-2007 (jf. kapittel 6.3.3).

Tabell 46. Sammenligning av renseeffekter fra modellering vs. målinger i forbindelse med screeningundersøkelser for kjemiske renseanlegg

Stoffgruppe	Stoff	Målinger screening-Undersøkelser ¹		Målinger ifb. med utslippskontroll 2005 ²		Målinger ved SNJ i 2006-2007 ⁴		Modell
		Antall målinger	Renseeffekt (%)	Antall anlegg	Renseeffekt (%)	Antall Målinger (inn/ut)	Renseeffekt (%)	Renseeffekt (%)
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Antracen	-	-		-			37
	Benzo(a)pyren	-	-		-			85
	Fluoranten	-	-		-			65
	Naftalen	-	-		-			10
	Sum PAH 16					11/10	64	
Brom. flammehemmere	BDE-99	-	-	14	64 ³			89
Ftalater	DEHP	-	-	16	67	11/10	42	90
Alkylfenoler	4-nonylfenol	-	-	15	68	11/10	48 ⁵	80
Perfluorerte stoffer (PFAS)	PFOA	6	-11		-			1
	PFOS	-	-		-			2
Bisfenoler	Bisfenol A	6	58		-	11/10	57	11
	TBBPA	-	-		-			41
Siloksaner	D5	5	99		-			90
Polyklorete bifenyler	Sum PCB7 (middel)	-	-		-	11/10	6 ⁶⁾	85

¹Storhaug, 2010; ²Storhaug, 2007; ³Gjennomsnitt for BDE99 og BDE100; ⁴Kommedal et al (2008); ⁵Nonylfenol og nonylfenoletoksilat;

⁶Renseeffekt er ikke beregnet fordi antallet resultater som er rapportert < deteksjonsgrensen er for høyt;

8.3. Miljørisikovurdering ved bruk av slam til jordforbedring

8.3.1. Bakgrunn for fokus i denne rapporten

Miljørisikovurderingene i denne rapporten har hatt søkelyset på utslipp til resipient, og ikke på risikoen ved bruk av avløpsslam i landbruket. I dette kapittelet gjøres noen generelle betraktninger av miljørisikoen ved legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i forhold til bruk av avløpsslam. Datagrunnlaget for prioriterte og vannregionspesifikke er vesentlig bedre enn for legemidler. Her finnes det terskelverdier for mange stoffer, og overvåking har foregått i årtier. Bruken av mange av disse stoffene er regulert og mange stoffer er under utfasing. Noen av stoffene som er utfaset eller skal utfases i forhold til produksjon og bruk i produkter (e.g. kvikksølv, PCB og nå også PFAS stoffer) har man fortsatt ikke klart å kvitte seg med, og vi finner dem i avløpssvann og slam fordi de avfallslosningene man har valgt og fortsatt bruker ikke har vært i stand til å få dem ut av kretsløpet. De kommer tilbake i miljøet gjennom sigevann fra avfallsdeponier og vi finner dem igjen i marine- og ferskvannssedimenter, akkumulert i sedimenter, jord og biota. De har fått kallenavnet "Forever chemicals". Kommunale renseanlegg blir en del av kretsløpet. Påslipp fra kommunale søppelfyllinger, overvann med forurensninger fra nedbør og utvasking fra ulike typer arealer (søppelfyllinger, veier, landbruk etc.) bidrar til å øke mengden MF som håndteres i renseanleggene. Terskelverdiene for de "verste" MF er så lave at vanlige metoder for prøvetaking og analyser kan komme til kort, mange år med overvåkingsdata der alle analyser < rapporteringsgrensen og terskel-verdien i miljø som er så lave at vi ikke vet konsekvensene. Passive prøvetakere er videreutviklet og benyttes stadig oftere for å skaffe datagrunnlaget som trengs. Disse oppkonsentrerer lave miljøkonsentrasjoner slik at det blir mulig å fremskaffe viktig informasjon.

Bruk av slam til jordforbedring er et område der Norge i europeisk sammenheng har vært et foregangsland. Målsettingen om > 70 % gjenbruk av kommunalt slam til jordforbedring har vært et mål i mange år i Norge. I en rekke europeiske land, bl.a. Tyskland og Sverige har ressursene i kommunalt slam ikke vært utnyttet like effektivt. Ny fokus på sirkulær økonomi, gjenbruk av ressurser og reduksjon av klimagassavtrykket gjør at interessen for norske løsninger er blitt vesentlig større.

Miljødirektoratet, Landbruks- og Mattilsynet har varslet om at det kommer restriksjoner knyttet tilførsel av næringsstoffer (nitrogen og fosfor) slik at man sikrer bedre utnyttelse av ressursene i næringsstoffene. Dette vil også få konsekvenser for tilførselsmengdene av slam til ulike typer arealbruk (Nibio, 2021).

8.3.2. Miljørisikovurdering av prioriterte og vannregionspesifikke stoffer

Flere av de prioriterte og vannregionspesifikke stoffene har høy affinitet til slam, og er persistente i naturen. Målinger (jf. f.eks. Tabell 22 i kapittel 6.3.1) og modelleringer (jf. f.eks. Figur 59 i kapittel 8.2.1) viser at for flere av disse stoffene kan man forvente en større andel i slammet enn i utløpet fra renseanlegget. I forbindelse med arbeidet med ny gjødselvarselsforskrift er det foreslått grenseverdier på 50 mg/kg TS for DEHP, 0,04 mg/kg TS for summen av PFOS og PFOA og 0,04 mg/kg TS for PCB7. I screeningundersøkelsen fra 2019 var gjennomsnittlig konsentrasjon DEHP 7,9 mg/kg TS og PCB7-konsentrasjonen i gjennomsnitt 0,007 mg/kg TS for slamprøvene fra NRA, VEAS og HIAS (Miljødirektoratet, 2021). I screeningundersøkelse fra 2015 ved de samme anleggene var konsentrasjonen PFOS i gjennomsnitt 0,006 mg/kg TS og PFOA ble ikke detektert i noen av prøvene (Miljødirektoratet, 2017a). I denne rapporten har vi samlet tilgjengelig informasjon og oppsummert resultatene som viser at noen kommunale anlegg har utfordringer som må løses for å kunne møte fremtidige krav.

8.3.3. Miljørisikovurdering av legemidler

En større andel av legemidlene forventes å ende opp i vannresipienter enn i jord, jf. f.eks. modelleringer i kapittel 8.1.2. Mange legemidler er imidlertid detektert i slam, jf. f.eks. målinger i kapittel 6.2.4. Det er få studier på hva som skjer med legemidler i avløpsslam ved gjødsling. En svensk studie som undersøkte 24 legemidler viste at 15 av legemidlene ble funnet i slammet, og at man kunne finne spor av 4 av 24 legemidler i jordprøver, men ingen spor i markvannsprøver (IVL, 2016). Konklusjonen var at legemidler adsorberes i jorden, men at de med tiden vil brytes ned.

For å bestemme miljørisikoen ved legemidler ved bruk av avløpsslam til gjødsling kreves mer undersøkelser. Det er gjennomført en forenklet miljørisikovurdering av legemidler basert på TGD (2003b) og EUSES (RIVM, 2004). Metodikken er beskrevet i kapittel 5.3 og målinger i slam i screeningundersøkelsene (90 persentil) og i det siste Norsk Vanns slamprosjekt er benyttet til å beregne konsentrasjoner i slam. Terskelverdiene for jord er bestemt fra akvatiske PNEC data. Dette er den

eneste eksponeringsveien som er vurdert. Konsentrasjoner i jord er bestemt ut fra mengde slam tilført over en periode på 10 år, under forutsetning av at medisinerstene ikke brytes ned. Metodikken er beskrevet i kapittel 5.4. Tabell 47 viser at østradiol, ciprofloksacin, trimetoprim, venlafaksin, oksazepam, karbamazepin, sulfametoxazol og clarithromycin er stoff som bør vurderes nærmere i forhold til anvendelse av slam til jordforbedring.

Tabell 47. Screening av miljørisiko av målinger av medisinerester i slam fra screeningundersøkelsene ved bruk av slam til jordforbedring.

Type legemiddel	Stoff	Antall målinger	Maks (µg/kg TS)	90-persentil i ⁶ (µg/kg TS)	PEC _{jord} (mg/kg)	PNEC _{jord} (mg/kg)	PEC/PNEC _{jord}
		Slam	Slam	Slam	Jord	Jord	jord
Anti-inflammatorisk	Diklofenak ^{1, 2, 3, 4}	26	81	69	0,0050	0,0050	0,04
	Ibuprofen ^{4,5}	16	8400	25	7,3E-05	0,037	0,002
Antibiotika	Sulfametoxazol ^{1, 2, 4, 5}	28	2E4	59	0,00017	2,8E-05	6,2
	Trimetoprim ^{1, 2, 4, 5}	28	7E4	15300	0,045	6,9E-07	65534
	Ciprofloksacin ^{4,5}	16	3,8E6	3,4E6	10	1,9E-05	537181
	Clarithromycin ^{2, 3}	13	30	28,4	8,3E-05	4,1E-05	2,0
Opioid	Tramadol ^{1, 2, 3}	19	26	19,4	5,7E-05	0,0012	0,05
Antiepileptika	Karbamazepin ^{1, 2, 3}	19	650	596	0,0018	1,2E-05	149
Psykolettika	Oksazepam ^{1, 2, 3}	19	22	18,4	5,4E-05	2,1E-07	252
Antidepressiver	Citalopram ^{1, 2, 3}	26	900	490	0,0014	0,027	0,05
	Venlafaksin ^{1, 2, 3}	19	920	824	0,0024	3,5E-06	687
	O-desmetyl-venlafaksin ^{1, 2, 3}	19	47	40,4	0,00012	0,00011	1,1
Blodtrykksmedisin	Metoprolol ^{1, 2, 3, 4}	26	310	250	0,00074	0,0073	0,1
Diabetesmedisin	Metformin ¹	6	140	118,5	0,00034	0,092	0,004
	Guanylurea ¹	6	49	43	0,00013	-	-
Hormoner	Etinyløstradiol ^{4, 5}	16	640	0	0	4,8E-10	-
	Østradiol ^{4, 5}	16	6100	4700	0,014	7,9E-09	1759003

Tabell 48. Screening av miljørisiko av utvalgte legemidler i slamundersøkelsen 2017/18 (Norsk Vann, 2018).

Type legemiddel	Stoff	Konsentrasjon (µg/kg TS)					PEC/PNECjord
		Middel	90-persentil	Maks	Kons i jord	PNEC jord	
Antiinflammatoriske	Diklofenak	79,5	161	210	0,00047	0,0050	0,09
Antibiotika	Sulfametoxazol	2,2	4,6	14	0,00001	2,8E-05	0,48
	Trimetoprim	8,9	29,5	49	0,00009	6,9E-07	126
	Clarithromycin	12,1	28	74	0,00008	4,1E-05	2,0
Opioid	Tramadol	10,9	19	28	0,00006	0,0012	0,05
Antiepileptika	Karbamazepin	3695	7340	20000	0,02159	1,2E-05	1835
Psykoletika	Oksazepam	14,4	30	63	0,00009	2,1E-07	411
Antidepressiver	Citalopram	158,5	260	370	0,00076	0,027	0,03
	Venlafaksin	53,8	99	280	0,00029	3,5E-06	82
	O-desmetylvénlafaksin	30	68,4	140	0,00020	0,00011	1,8
	Metoprolol	115	200	1000	0,00059	0,0073	0,08

Screening av miljørisikoen knyttet til legemidler i slam er vurdert basert på effekten på terrestriske organismer, og nedbrytningen i jord er ikke hensyntatt. Carter *et al* (2014) undersøkte opptak i planter av karbamazepin, diklofenak, fluoksetin, propranolol og sulfametoxazol og viste at av disse ble karbamazepin ble tatt opp i størst grad i reddiker og rug. Magnør tok sin PhD (2015) og gjennomførte undersøkelser og tester i lab og felt med 24 ulike legemidler med ulike teknologier anvendt til

slambehandling og opptak i planter (IVL, 2016). Kun 4 av disse ble funnet igjen i jord. Studien viste at mange av legemidlene holdes igjen i jorden og blir sannsynligvis nedbrutt i overflatejord.

Relativt få studier er gjennomført mht. skjebnen av slam med innhold av legemiddelrester mht. nedbrytning i ulike jordtyper.

9. Avansert rensing av MF, fokus på legemidler

For mange organiske mikroforurensninger (inklusive legemiddelrester) kreves avanserte rensemetoder for å oppnå effektiv rensing. Mange rensesprosesser er utviklet for å fjerne mikroforurensninger fra drikkevann. Noen av disse ha også vist seg å være egnet til rensing av avløpsvann. De mest studerte teknologiene for bruk i kommunale renseanlegg er:

- Ozonering (O_3)
- Pulverisert aktivt kull (PAC)
- Granulært aktivt kull (GAC)
- Mikrofiltrering (MF)/Nanofiltrering (NF)/omvendt osmose (RO)

For rensing av kommunalt avløpsvann er det hovedsakelig rensing med aktivt kull og ozon, eller kombinasjoner av disse, som er aktuelle. Kapittel 9.1 gir en kort introduksjon til de avanserte rensemetodene og hvilke renseseffekter som kan forventes for ulike stoffer. For dimensjonering av prosesser, se Norsk Vann rapport 265 (2020). I kapittel 9.2 presenteres erfaringer fra Sveits, som har innført krav til rensing av organiske MF. I kapittel 9.3 presenteres resultater fra fullskalanlegg i andre land med eksempler fra Frankrike, Danmark og Sverige.

9.1. Generelt om avansert rensing av MF med fokus på legemidler

Ozon

Ozon er relativt selektiv og man kjenner reaksjonsbetingelsene overfor enkeltstoffer ganske godt. Noen stoffer oksideres effektivt, mens for noen stoffer er oksidering med ozon lite effektivt. Det er ikke uvanlig at kjemiske oksidasjonsmetoder (spesielt ozonering) kombineres med aktivkulladsorpsjon. Ettersom ozon bryter ned organiske forbindelser, vil man da kunne få biologisk aktivitet parallelt med adsorpsjon i det aktive kullet – altså biologisk aktivkullfilter.

9.1.1. Aktivt kull

Aktivt kull er en god adsorbent for organisk stoff, først og fremst pga. den store spesifikke overflate som dannes i kullet ved aktivering av det ($600\text{--}1700\text{ m}^2/\text{g}$). Aktivt kull kan benyttes som en universell behandlingsmetode for fjerning av organiske mikroforurensninger. Aktivt kull benyttes som pulverisert aktivt kull (PAC, typisk partikkeldiameter $0,025\text{--}0,050\text{ mm}$) eller granulært aktivt kull (GAC, typisk partikkeldiameter $0,5\text{--}3\text{ mm}$). Aktivt kull virker ikke spesifikt på MF, men vil adsorbere alt organisk stoff.

PAC tilsettes vannet som en slurry, for eksempel i et omrørt basseng, hvor kontakten mellom PAC og vann gis nødvendig oppholdstid. GAC benyttes som filtermasse i et filter (hvor hovedhensikten ikke er partikkelseparasjon, men adsorpsjon), eller i en virvelsjiktreaktor (fluidized bed). Adsorpsjonskapasiteten blir etter hvert brukt opp ettersom de komponentene som skal fjernes opptar adsorpsjonsplassene inne i aktivkullporene. Når kapasiteten har falt under den renskapasitet som anlegget er dimensjonert for, må det aktive kullet skiftes ut eller regenereres (GAC kan regenereres, ikke PAC).

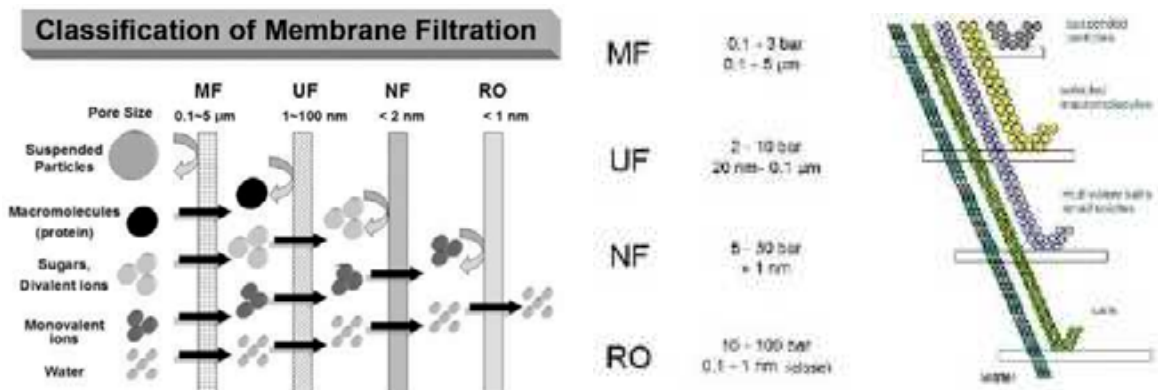
Aktivt kull er kostbart, og GAC blir vanligvis regenerert ved termisk behandling i egne anlegg for dette formålet. Alternativet er å erstatte «brukt» kull med «nytt» kull. Normalt regenereres ikke aktivkullet som benyttes på pulverform (PAC). Dette havner derfor i slammet sammen med annet slam. Dersom slammet skal benyttes til jordforbedring må dette tas hensyn til i vurderingen av konsekvensene mht. slamkvalitet.

Regenereringen skjer normalt ved termisk behandling i egne anlegg for dette. NRV/NRA hadde eget regenereringsanlegg for kull benyttet i vannrenseanlegget, men det er lagt ned basert på kost/nytte erfaringer og har i dag en avtale om å få kullet regenerert i Sverige (Göteborg) (Rawcliffe, 2020).

9.1.2. Mikrofiltrering, nanofiltrering og omvendt osmose

Ulike typer av filtreringsprosesser kan bidra til å bedre fjerningen av MF inklusive legemidler i eksisterende kommunale renseanlegg. Membranprosessen i et MBR-anlegg bidrar til å fjerne de minste partiklene og derved kan en større andel av de MF som er adsorbent til slam fjernes. Hvor fine partikler som fjernes avhenger av hvor liten porestørrelse membranen har, og litt forenklet vil muligheten for å få gjentetting og biobegroing i membranen øke med reduksjonen av porestørrelse. De første generasjonene av MBR anlegg ble det derfor benyttet mikrofiltrering (MF) som fjerner partikler ned mot $\sim 5\text{ }\mu\text{m}$, se Figur 61.

Ved å redusere porestørrelsen på membranene beveger man seg fra MF ($5\text{ }\mu\text{m}$) → Ultrafiltrering (UF) ($0,1\text{ }\mu\text{m}$) → nanofiltrering (NF) (1 nm) → omvendt osmose (RO) ($0,1\text{ nm}$), se Figur 61.

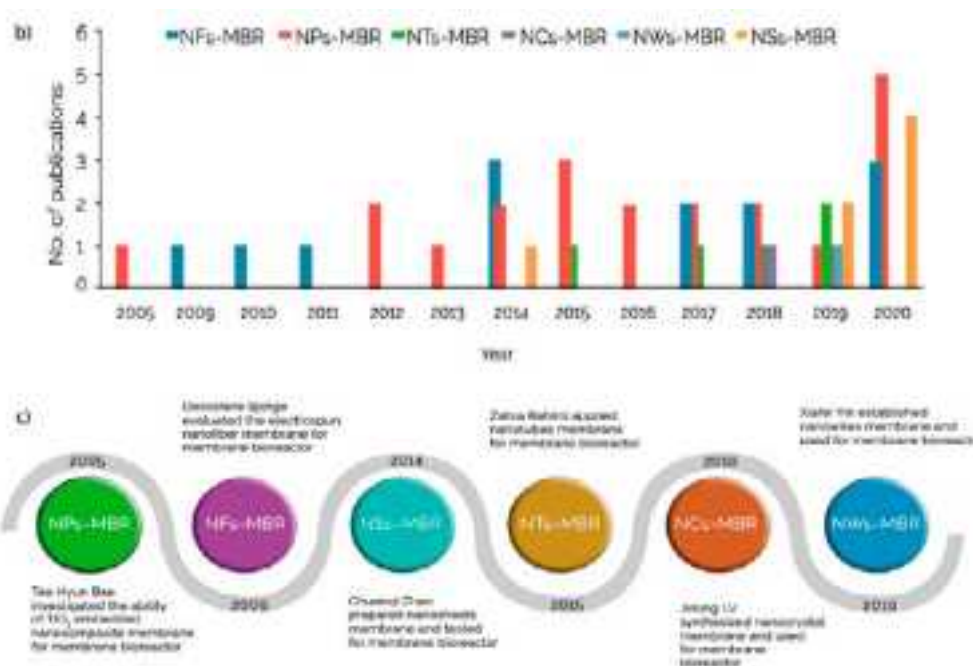


Figur 61. Klassifisering av ulike mebrantyper i forhold til hvilke partikkelstørrelser og type stoffer som fjernes og hvilket trykk som trengs (fra a) climate-policy-watcher.org. og emis.vito.be.)

MF og UF har tilstrekkelig liten porestørrelse til å kunne fjerne kolloidale partikler og vil derved bedre fjerningen av den fraksjonen av MF og legemidler som er adsorbert til slam. For løste stoffer (svært mange av legemidlene) må man ha porestørrelse som gjør at man kan fjerne den molekylvekten som de aktuelle stoffene har, og NF og RO er nødvendig. I olje- og gassbransjen benyttes i dag NF i stor stil på oljeplattformer for å rense sjøvann for sulfat før vanninjeksjon for å hindre reservoarforurening på grunn av anaerob bakteriell virksomhet der sulfatreduserende bakterier omdanner sulfat til sulfid (H_2S) i injeksjonsbrønnen. Biobegroing er en stor utfordring i disse renseanleggene, og biocider og klor benyttes i stor grad for å kunne drifte anleggene effektivt. NF og RO membraner brukt i kommunale renseanlegg må forvente at det blir behov for desinfeksjonsmidler for å unngå store driftsproblemer og store rejektivannmengder som krever spesiell håndtering.

Forskningen har imidlertid videreutviklet konseptet med MBR. Perez *et al* (2020) har foretatt en kritisk gjennomgang av erfaringer med bruk av nanofiltreringsmembraner (NM) benyttet i MBR anlegg (NMs-MBR) til rensing av avløpsvann, og laget en tidsriktig oversikt over utviklingen av antall publikasjoner fra 2005–2020, se Figur 62. Utviklingen har ifølge Perez (2020) inkludert følgende utviklingstrinn:

- Nanopartikkel (NPs-MBR) (2005)
- Nanofiber (NF-MBR) (2009)
- Nanosheet (NS-MBR) (2014)
- Nanotubes (NT-MBR) (2015)
- Nanocrystals (NC-MBR) (2018)
- Nanowires (NW-MBR) (2019)



Figur 62. Utviklingen av MBR med nanofiltrering bidrar til å øke rensegraden (effektivitet) og få kontroll med biobegroing (fra Perez *et al*, 2020).

Perez *et al* (2020) beskriver flere interessante mulige anvendelser for NM-MBRs i kommunale renseanlegg. Artikkelen konkluderer med at muligheten til å produsere nanomaterialer med spesifikke egenskaper, åpner for store muligheter til å anvende dem i MBR systemer. NM-MBR har demonstrert god effektivitet mht. redusert biobegroing, god effektivitet på å fjerne spesifikke MF, men det er fortsatt en rekke forhold som er lite belyst, bl.a. levetiden ved fullskala bruk og muligheten for utlekking av nanomaterialer til avløpsvann/slam. Dette er forhold som må løses før de kan benyttes i neste generasjon MBR.

9.1.3. Forventede renseeffekter for MF ved bruk av avanserte teknologier

I Sverige vurderte IVL (2016) egnetheten av ozon, PAC, GAC og RO for rensing av utvalgte legemidler, se Tabell 49. I tabellen er renseeffekten vurdert for 15 ulike legemidler og 2 hormonhormere, to fenolforbindelser (NF og triklosan), BPA, to flammehemmere (HBCDD og TEP), en ftalat (DEHP), og en overflateaktiv MF (PFOS) i kommunale renseanlegg med nitrogenfjerning (sewage treatment plant = STP), anlegg med ozonering (O3), med aktivkullfiltrering (GAC) og med omvendt osmose (RO). Renseeffekten er indikert i tabellen; >80 %

(grønn), 20-80 % (gul) og <20 % (rød). Tabellen indikerer også affinitet av legemidlene til slam, fra veldig høy (++) til veldig lav (--). I tillegg viser tabellen hvilke stoffer som bidrar til signifikant risikokvotient (EC/PNEC) > 1 i utslippsvann.

- Fenolene (NP og triklosan) vil hovedsakelig finnes igjen i slam; > 80 % av triklosan fjernes i STP, mens 20-60 % av NP fjernes. Ingen av disse bidrar til høy EC/PNEC
- De to bromerte flammehemmere (HBCDD og TEP). 20-80% fjernes fra avløpsvannet, men HBCDD havner hovedsakelig i slam, men ikke TEP.
- Ftalaten, DEHP, havner i hovedsak i slam og 20-80 % fjernes fra vannfasen.
- PFOS er det eneste overflateaktive stoffer i denne vurderingen. PFOS har noe affinitet til slam, men ingen tilgjengelig informasjon om fjerning i STP.
- Østrogen effekt kan reduseres med ozon, østron har svært liten affinitet til slam, men kan brytes ned i renseanlegg
- Følgende legemidler bidrar til signifikant miljøeffekt i utslippsvann; ciprofloksacin, diklofenak, østron, oksazepam, sulfametoxazol og venlafaksin.

Tabell 49. Oversikt over egnede renseteknikker for å fjerne utvalgte MF fra kommunale renseanlegg og deres affinitet til slam (Fra IVL, 2016)

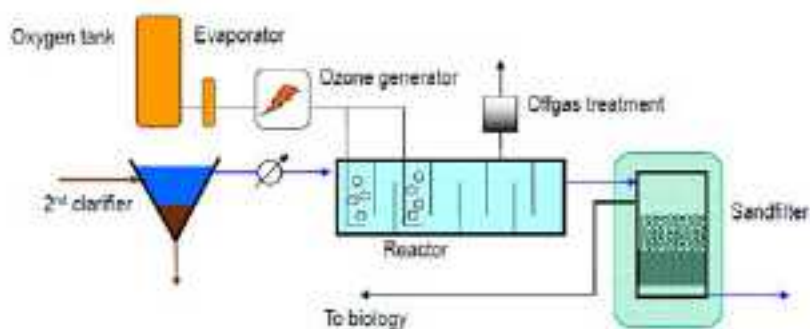
Substance	Group	LogD (pH=7.4)	Sampling	Affinity to sludge	Removal				High EC/PNEC
					STP	O ₂	GAC	RO	
4-nonyphenol	Phenols	6.13	GC/GS	++					
Alenolol	Antihypertensives	-1.85	PC/CS	-					
Benzotriazole	Drug precursors	2.09	PC/CS	-					
Bisphenol A	Plastic monomers	3.63	GC/GS	+					
Carbamazepine	Stimulants	2.28	PC/CS	-					
Ciprofloxacin	Antibacterials	-2.23	PC/CS	++					x
DEHP	Phthalate esters	7.91	GC/GS	++					
Diclofenac	Anti-inflammatory	1.37	PC/CS	-					x
Estrogenic effect	Hormones WEA		PC/CS						
Estron	Hormones	3.38	PC/CS	-					x
HBCDD	Flame retardants	6.41	GC/GS	++					
Ibuprofen	Anti-inflammatory	0.45	PC/CS	-					
Metoprolol	Antihypertensives	-0.25	PC/CS	-					
Multiresistance	Pathogens/bacteria		PC/GS						
Oxacepam	Sedatives	2.06	PC/CS	-					x
PFOS	Surfactant	0.66	PC/CS	+					
Sertraline	Antidepressants	3.14	PC/CS	+					
Sucralose	Sweetener	-0.17	PC/CS	-					
Sulfamethoxazole	Antibacterials	-0.56	PC/CS	-					x
TEP	Flame retardants	1.01	GC/GS	-					
Triclosan	Phenols	5.13	GC/GS	++					
Venlafaxin	Antidepressants	1.43	PC/CS	-					x

Removal efficiency (%): RED <20; YELLOW 20-80; GREEN >80
Sampling: PC - Plastic container; GC - Glass container; CS - Composite sample; GS - Grab sample
Affinity to sludge: very low - - to very high ++

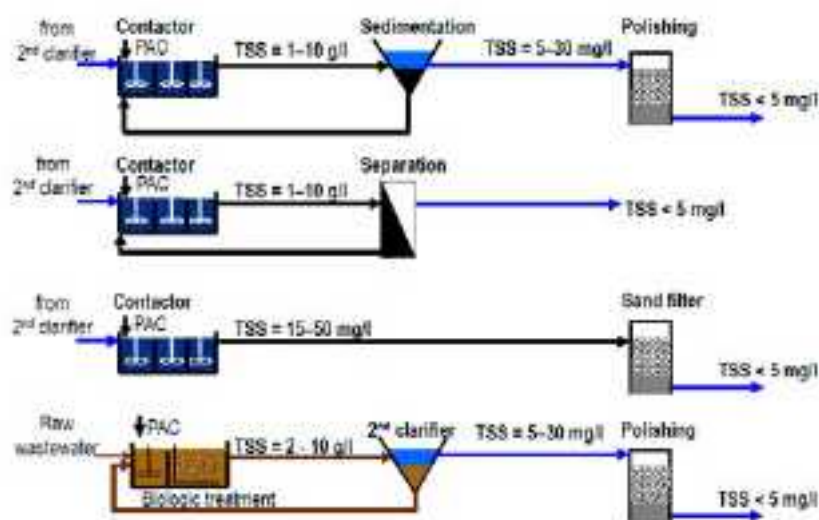
9.2. Erfaringer fra Sveits

Sveits har etablert strenge miljøkrav til utslipp av MF fra kommunale renseanlegg, jf. kapittel 7.2. Prosjektet «Strategy Micropoll» ble gjennomført fra 2006-2011 (Joop *et al*, 2020a, b) og her ble kost/nytte av ulike tilleggsløsninger for rensing av avløpsvann evaluert (Abbeglen og Siegrist, 2014). Mulige teknologier for avansert rensing ble undersøkt i lab- og pilotskala. Figur

63 og Figur 64 viser eksempler på ozon- og PAC-prosesser integrert i eksisterende renseanlegg og som ble dokumentert å ha størst kost/nytte-effekt i innledende sveitsisk FoU. Begge prosessene er vanlige for rensing av drikkevann i Norge. PAC har liten partikkelstørrelse og må derfor etterfølges av en effektiv separasjonsprosess.



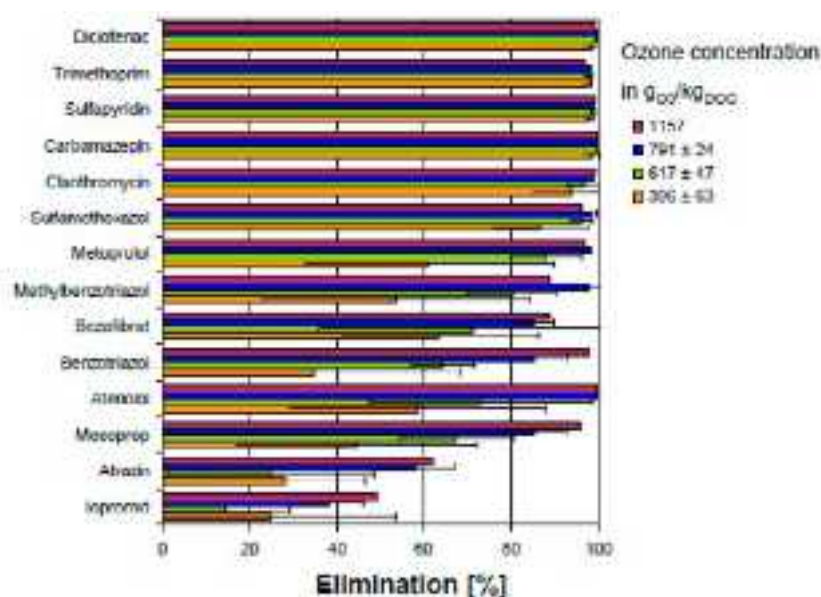
Figur 63. Ozonering ga i eksisterende sveitsiske renseanlegg >80 % økt fjerning av MF, her eksempel på biofilterløsning som benyttes i små drikkevannrenseanlegg (Fra Joss *et al.*, 2020a).



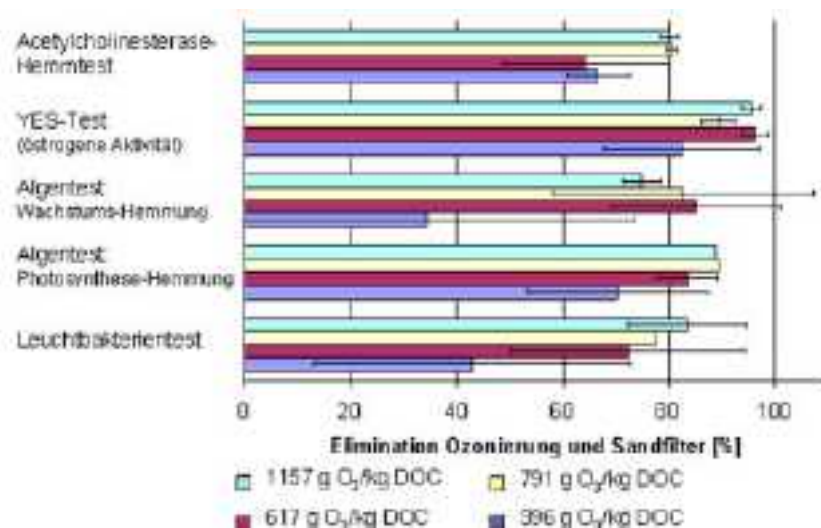
Figur 64. Pulverisert aktivt kull (PAC) benyttet i primærrenseanlegg med eller uten kjemisk felling - en effektiv prosess for å øke renseeffektiviteten mht. MF (Fra Joss et al., 2020a)

Målet med tilleggsrensingen på renseanleggene i Sveits var å oppnå >80 % renseeffektivitet av MF, og man valgte noen stoff (e.g. amisulprid, karbamazepin, citalopram, clarithromycin, diklofenak, hydroklortiazid, metoprolol, venlafaksin, benzotriazol, kandesartan, irbesartan, mekopro) for å dokumentere renseeffektiviteten. Videre ble det stilt krav til prøvetakingsmetode og antall prøver per år. Dokumentasjonen skal foregå på 24 og 48 timers vannmengdeproporsjonale blandprøver og med 8-24 prøver per år avhengig av anleggets størrelse.

Figur 65 viser prosentvis fjerning av 14 ulike MF som funksjon av ozondosen (fra 1,2-0,4 kg O₃/kg DOC ved sveitsiske renseanlegg (Joss et al., 2020a). Figur 66 illustrer dokumenterte miljøforbedringer av ozon og sandfilter ved ulike ozondoser. Reduksjonene er målt med ulike indikatorer, som redusert østrogenaktivitet, redusert veksthemming og fotosyntesehemming av alger og veksthemming av bakterier.



Figur 65. Ozonering ga >80 % fjerning av et bredt spekter av organiske MF, noen ble redusert til under laboratorienes målegrense. Tester er gjennomført med ozondoser fra 1,1-0,4 kg O₃/kg DOC (Fra Joss et al., 2020b)



Figur 66. Reduserte utslippskonsentrasjoner resulterte i tilsvarende reduksjoner i østrogenaktivitet, redusert hemming av vekst for alger og bakterier. Her effektivitet ved ulike ozondoser (Fra Joss et al., 2020b)

Joss et al. (2020b) gjennomførte kostnadsvurderinger som en del av sine studier på EAWAG (ca. 2015). Abbeglen og Siegrist (2014) har også gjennomført kostnadsvurderinger av ulike teknologiske løsninger. Energiforbruket og kostnadene ble undersøkt og behovet per renseanlegg ble vurdert å gi:

- 10-30 % økning av energibehovet
- 5-35 % økning av kostnadene (totale kostnader per behandlet m³ avløp)

Energikostnader og kostnader til ozon, PAC og sandfilter er vist i Tabell 50 og Tabell 51.

Tabell 50. Energiforbruk (kWh/m³ og per pe) beregnet for ozonering (5 mg/l) og PAC (12 mg/l) (fra Joss et al. 2020b)

		Today	Ozone (5 mg/L)	PAC (12 mg/L)
WWTP				
Flow	kWh/m ³	0.36	0.06	0.02
PE	kWh/PE/y	38	8	2

Tabell 51. Kostnader per m³ og pe for 4 renseanlegg istørrelser fra 6100-600 000pe basert på gjennomsnitt i Sveits og økte kostnader for O₃, PAC og sandfilter (Joss et al., 2020b).

			Untersee	Furt	Au	Zürich
	Size	PE	6100	37700	68000	600000
Average CH	Flow	Fr./m ³	1.05	0.80	0.55	0.55
	PE	Fr./PE/y	118	87	61	61
Ozone (5 mg/L)	Flow	Fr./m ³	0.18	0.09	0.08	0.04
	PE	Fr./PE/y	34	12	11	5
PAC(10 mg/L)	Flow	Fr./m ³	0.30	0.18	0.15	0.09
	PE	Fr./PE/y	58	23	19	12
Sandfilter	Flow	Fr./m ³	0.16	0.13	0.07	0.05
	PE	Fr./PE/y	30	16	10	6

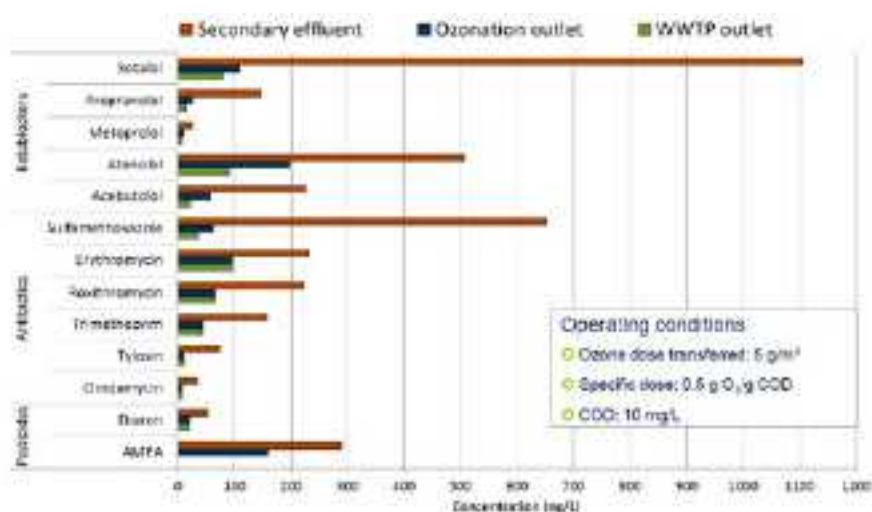
9.3. Erfaringer rapportert fra renseanlegg i Frankrike, Sverige og Danmark

I dette kapitlet presenteres erfaringer med fjerning av organiske MF i integrerte løsninger benyttet i kommunale renseanlegg.

9.3.1. Frankrike

I Sophia, Frankrike, ble et ozoneringstrinn satt i drift i 2012 i et anlegg (50 000 pe) med 2 parallelle linjer med aerob/anoksisk biologisk nedbrytning i en biofilm-

prosess (BIOFOR). Se prinsippskisse av prosessen og renseresultater for forskjellige legemidler og pesticider i Figur 67.

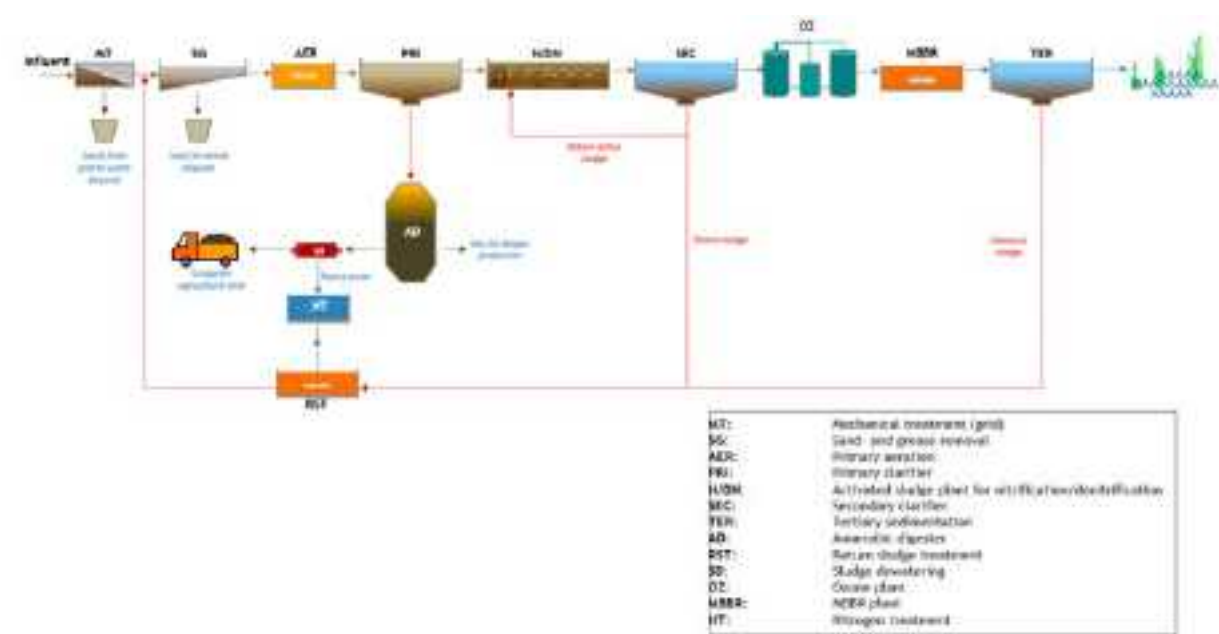


Figur 67. Til venstre: Prinsippskisse av Sophia renseanlegg, Frankrike. Til høyre: Resultater mht. legemidler og pesticider (fra Guillosoy, R., 2020).

9.3.2. Sverige

I Linköping, Sverige, ble en ozonreaktor satt i drift i 2017 ved Nykvarnsverket (250 000 pe). Ozoneringstrinnet

ble installert oppstrøms et etter-denitrifiseringstrinn, se prinsippsskisse i Figur 68.



Figur 68. Prinsippsskisse av Nykvarnsverket RA, Linköping, Sverige (fra Sehlen et al, 2020).

Figur 69 viser rensresultater for forskjellige MF (hovedsakelig legemidler) med og uten ozondosering (5 g/m³) ved Nykvarnsverket i Linköping (2017 data). Målet var å redusere EC til < PNEC for målte MF. Sehlén et al

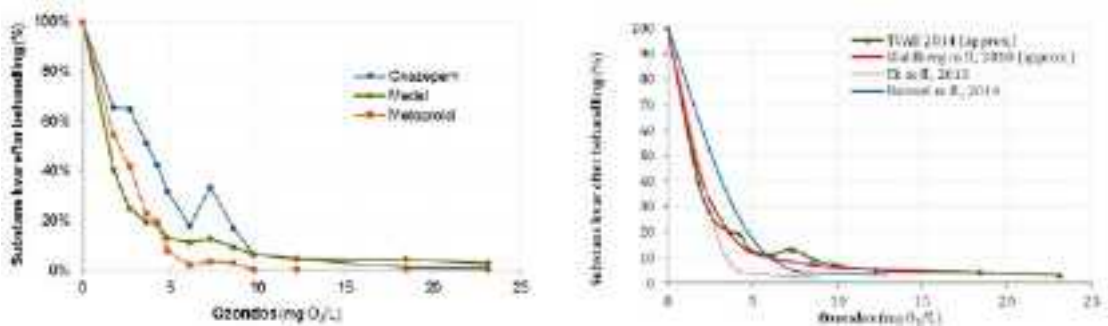
(2020) oppsummerer data med fullskala ozoneringserfaring etterfulgt av MMBR etter rensing og sammenligner med pilotforsøk.

EC-PNEC ratio after biology						EC-PNEC ratio at dose 5 g O ₃ /m ³					
Substance	EC - Utgående vann (µg/L)	NOEC (µg/L)	Sikkerhetsmargin	Utsig. Redusert	EC/PNEC Ratio	Substance	EC - Utgående vann (µg/L)	NOEC (µg/L)	Sikkerhetsmargin	Utsig. Redusert	EC/PNEC Ratio
Metoprolol	3.80	1	50	27	3.8	Gesaprom	0.09	1.8	1000	27	1.9
Oxetropin	0.29	1.8	1000	27	6	Metoprolol	0.30	1.0	50	27	0.3
Estroren	<0.023	0.008	100	27	2.3	Estroren	<0.023	0.008	100	27	0.17
Trimetoprim	0.15	0.29	100	27	1.8	Ethinylestradiol	<0.158	0.0003	10	27	0.07
Ethinylestradiol	<0.158	0.0003	10	27	2	Ethinylestradiol	<0.158	0.0003	10	27	0.07
Ethinylestradiol	<0.146	0.0004	10	27	0.9	Ethinylestradiol	<0.146	0.0004	10	27	0.05
Propersolol	0.16	0.5	50	27	0.6	Fluoxetin	0.003	0.004	10	27	0.03
Levonorgestrel	<0.432	0.0008	10	27	0.5	Ethinylestradiol	0.003	0.004	10	27	0.03
Diklofenak	0.59	0.5	10	27	0.4	Levonorgestrel	<0.432	0.0008	10	27	0.03
Kartamazolin	0.59	1	10	27	0.2	Ethinylestradiol	0.006	0.1	10	27	0.02
Fluoxetin	0.01	0.029	10	27	0.1	Trimetoprim	0.001	0.29	100	27	0.01
Amoxicillin	0.03	10	1000	27	0.3	Caffeine	3.36	1000	50	27	0.01
Paracetamol	0.28	10	100	27	0.03	Alprazolam	0.17	10	10	27	0.01
Caffeine	38.09	1000	50	27	0.03	Propersolol	0.001	0.5	50	27	0.01
Erythromycin	0.03	10.1	100	27	0.03	Paracetamol	0.03	30	100	27	0.03
Fluoxetin	0.05	1.2	100	27	0.03						
Ethinylestradiol	<0.06	0.075	10	27	0.02						
Naloxon	0.41	32	50	27	0.02						

Figur 69. Til venstre: Målinger av konsentrasjoner og MEC/PNEC av MF uten ozondosering ved Nykvarnsverket, Linköping. Til høyre: Målinger av konsentrasjoner og MEC/PNEC med ozondosering (Fra Faraji, 2017)

For å oppnå god nok fjerning av oxazepam ved Nykvarnsverket, måtte ozondosen økes til ca. 10

mg O₃/l (Faraji, 2017). Figur 70 viser renseeffekten for oxazepam for ulike ozondoser.

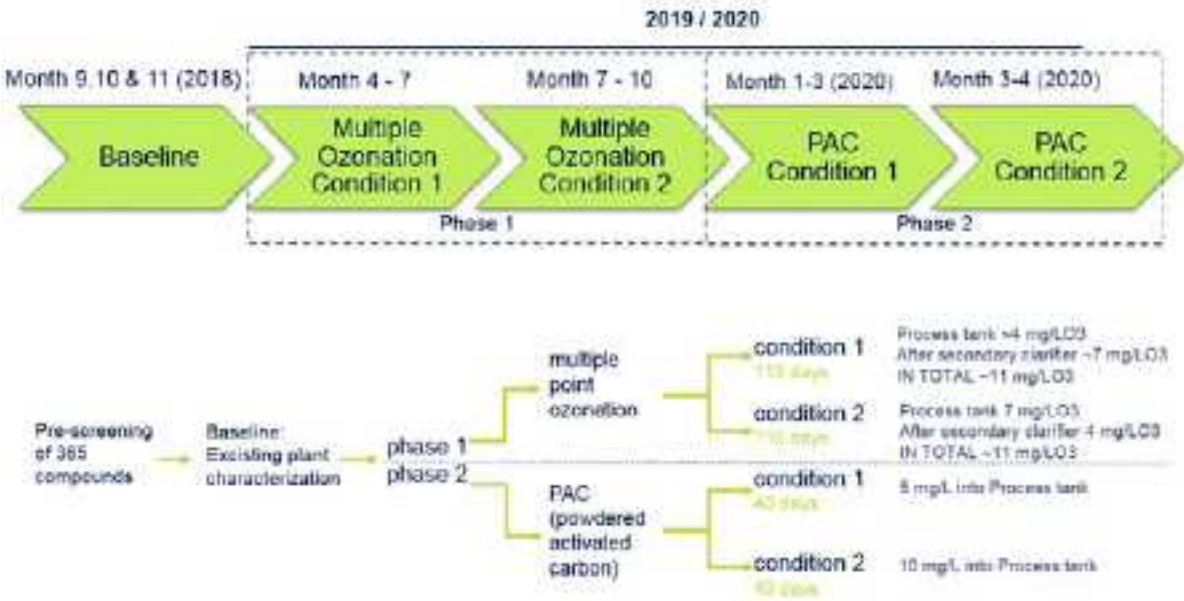


Figur 70. Renseeffekt for oxazepam bestemt i pilotforsøk ved ulike ozondoser ved Nykvarnsverket, Linköping (Fra Sehlén et al, 2015).

9.3.3. Danmark

I Danmark er det kjørt tester med multipunktsdosering av ozon (et prosjekt kalt MUDP) og PAC-dosering ved et fullskala-demonstrasjonsanlegg ved Brændstrup RA. Anlegget har to linjer som er kjørt i parallell, hvor

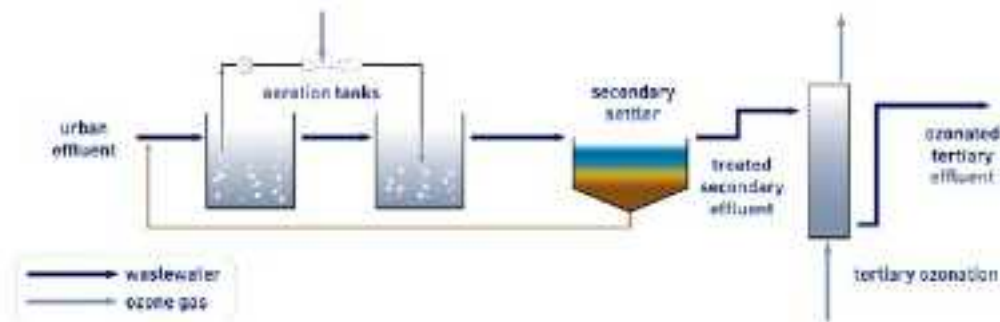
topunktsozondosering/PAC-dosering ble installert på en av linjene. Tester ble gjennomført i 2019 og 2020, med faser som beskrevet i Figur 71 (Jensen, 2019; 2020).



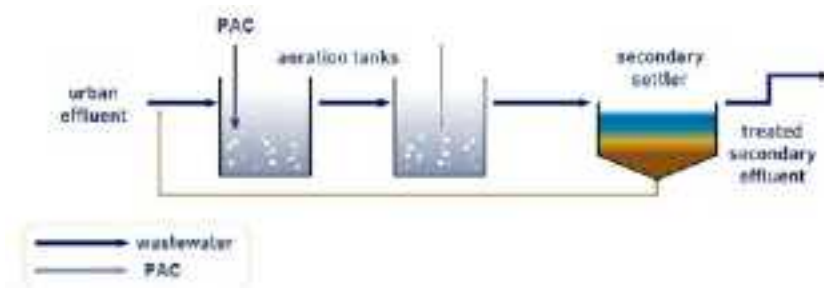
Figur 71. Tester av topunktsdosering av ozon og PAC for fjerning av MF gjennomført ved Brændstrup RA, Danmark (fra Jensen et al, 2019)

Prinsippskisse for linjen med topunktsozonering er vist i Figur 72. Ozon doseres altså både til aktivslamtrinnet og til et etterfølgende ozoneringstrinn. Figur 73 viser en

prinsippskisse for linjen, når tester med PAC ble kjørt. PAC doseres til aktivslamtrinnet.



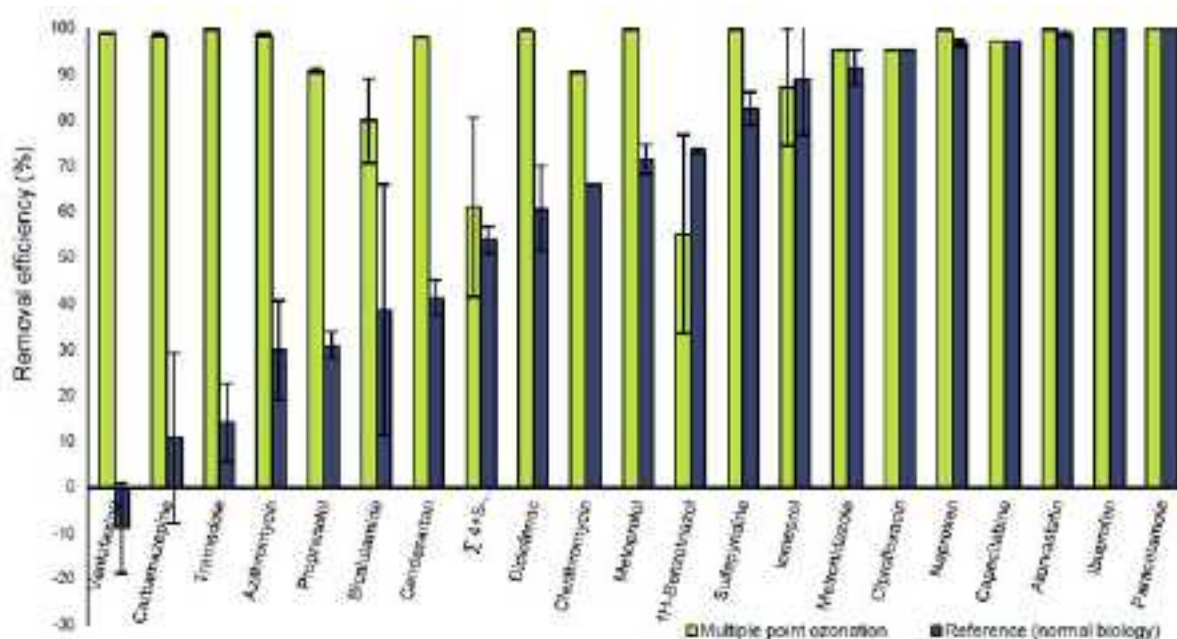
Figur 72. Prinsippskisse for topunktdosering ved Brædstrup RA, (fra Jensen et al, 2019)



Figur 73. Prinsippskisse for PAC-dosering ved Brædstrup RA (fra Jensen et al, 2019)

Figur 74 viser renseeffekter for organiske legemiddelrester for referanselinjen og for linjen med topunkts ozondosering. For referanselinjen ble 63 % av de målte mikroforurensningene fjernet i gjennomsnitt. Ved dosering av 4 mg O₃/l til aktivslamprosessen og 7,2 mg

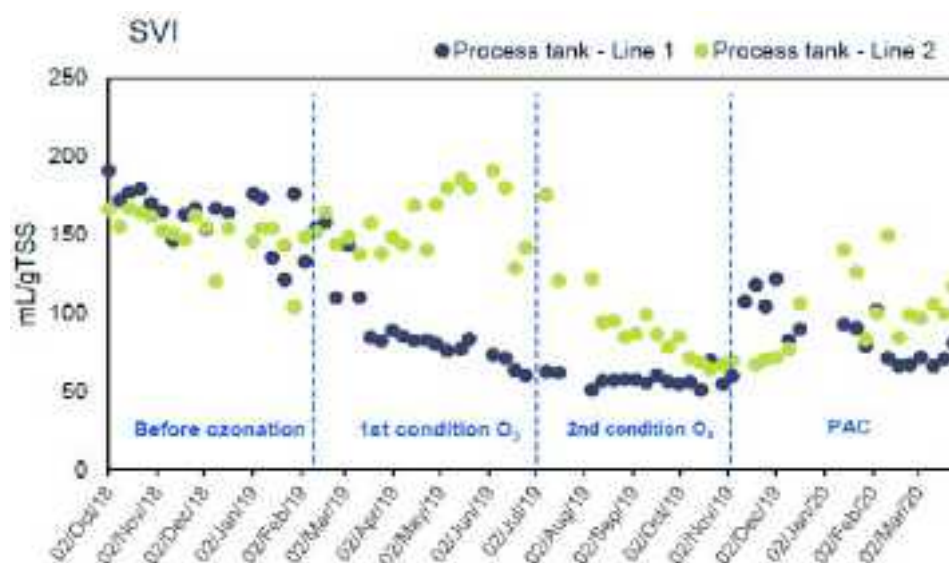
O₃/l til etterbehandlingstrinnet var renseeffekten i snitt 78 % i aktivslamprosessen og 93 % totalt etter etterbehandling. MEC/PNEC for kritisk stoff var redusert til <1 (redusert fra >10).



Figur 74. Renseeffekt for legemidler med og uten topunktsdosering av ozon ved fullskalltester ved Brødstrup RA (4 mg O₃/l til aktivslamprosess, 7,2 mg O₃/l etter aktivslamprosess), fra Jensen et al, 2019).

Ved testene med ozondosering til aktivslamprosessene var slamvolumindeks lavere og mer stabilt enn for referanselinjen, jf. Figur 75. Dosering av ozon til aktiv-

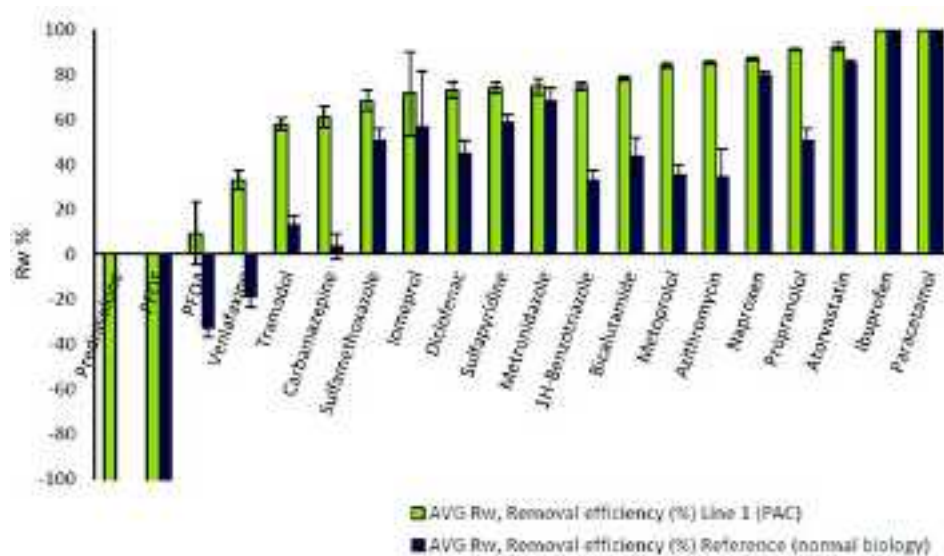
slamprosesser kan altså forbedre driften, i tillegg til å fjerne legemiddelrester.



Figur 75. SVI ved forsøk med topunktsdosering ved Brødstrup RA, (fra Jensen, 2020).

Figur 76 viser renseeffekter for organiske MF for referanselinjen og for demonstrasjonslinjen ved dosering med PAC. For referanselinjen ble 45 % av de målte mikroforurensningene fjernet i gjennomsnitt. Ved dosering av 5 mg/l PAC til aktivslamtrinnet var renseeff-

ekten i gjennomsnitt 73 %. For noen stoffer var konsentrasjonen høyere i utløpet enn i innløpet. En mulig forklaring til det er usikkerheter i målinger, jf. kapittel 6.1.



Figur 76. Renseeffekt for MF med og uten dosering av PAC ved fullskallatester ved Brødstrup RA (5 mg PAC/l), (fra Jensen et al, 2019).

10. Usikkerheter, kunnskapsmangel og behov for videre arbeid

Det anbefales at det gjennomføres ytterligere arbeid, spesielt på områder der det er mangelfulle data og hvor Norge har spesielle interesser eller kompetanse, og der norske renseanlegg kan ha størst nytte av resultatene. Dette inkluderer bl.a.:

- Miljørisikovurderinger av utslipp til ulike typer resipienter må forbedres, spesielt mht. effekten av summen av utslippene og mht. fortynninger og skjebne i ulike resipienter. Utslipp til marine resipienter har i liten grad hittil vært i fokus i andre europeiske land. I Norge har vi heller ikke identifisert følsomme resipienter, f.eks. innsjøer eller elver med utslipp fra mange kommunale renseanlegg og med flere brukerinteresser. Med tanke på å prioritere behovet for tiltak, vil det være nærliggende å sette søkelys på noen ulike resipienter som kan ha forskjellig sårbarhet mht. miljøgifter og legemiddelutslipp, f.eks.:
 - Innsjøer som har mange brukerinteresser (drikkevann, fritidsaktivitet, forurensning fra jordbruk, industri og/eller kommunalt avløp (f.eks. Mjøsa, Vannsjø, m.fl.)
 - Elver med mange utslipp av avløpsvann og som utnyttes til drikkevann (f.eks. Glomma, m.fl.)
 - Kystområder med mange bruksområder (f.eks. indre- og ytre Oslofjord, Kristiansand, Bergen, m.fl.)
 - Kystområder med storhavet utenfor, der det er liten belastning fra landbaserte kommunale kilder, men stor aktivitet med akvakultur, der både næringsstoffer og medisiner vil bidra
- Analysene som kan være aktuelle i framtidige studier bør også inkludere effektbaserte målinger, toksisitet, østrogenpåvirkning, mutagenisitet.
- "Cocktaileffekter" som skyldes det faktum at renseanleggene slipper ut svært mange kjemikalier og MF som det ikke er tatt hensyn til i noen av miljørisikovurderingene som er utført, mens dette forventes å komme inn i fremtidige satsninger fra EU. I dette arbeidet har en og en miljøgift blitt vurdert for seg og vi har ikke sett på aktuelle resipienter.
- Etablering av et transparent miljørisikoverktøy for utslipp fra kommunale renseanlegg vil kunne bedre datagrunnlaget for prioriteringer og beslutninger. Dette må ta hensyn til typiske norske renseanlegg og typiske resipienter for utslippene. Verktøyet bør ta hensyn til "cocktaileffekten" av alle mikroforurensningene og legemidlene slik at egnede løsninger kan identifiseres i prioritert rekkefølge.
- Ved utslipp til marine resipienter kreves ifølge EU mer omfattende toksisitetsdata enn det som normalt er tilgjengelig i dag, og terskelverdien i sjø-

vann, $PNEC_{sv}$ blir derved ti ganger strengere enn for utslipp til ferskvannsresipienter. For norske renseanlegg langs kysten vil det forventes langt større fortynning enn 10 ved utslipp. Dette er det ikke tatt hensyn til i de miljørisikovurderinger som er gjort i rapporten og hvordan dette skal hensyntas må avklares ved undersøkelser fra kystkommuner

- For kommunale renseanlegg vil hovedfokus være å forebygge problemene (hindre påslipp), mens samfunnsnyttig kan det være andre prioriteringer som det må tas hensyn til.
- Det mangler forståelse og modeller av hva som skjer med MF og legemidler i slambehandling i renseanleggene, og effekter ved bruk av slam i jordbruk. Bl.a. er det behov for å øke forståelsen av hvordan forskjellige vann- og slambehandlingsprosesser påvirker antibiotika-resistente mikroorganismer (ARM) og -gener (ARG) og hormonhermende (østrogenlignende) stoffer.
- I Sveits var det østrogenlignende stoffer som ble identifisert som en av de viktigste grunnene til redusert fiskebestand i sveitsiske elver med store utslipp av rensed avløpsvann (med nitrogenfjerning) og som var årsaken til at man prioriterte avansert rensing i kommunale anlegg. Når det nå skal gjennomføres omfattende investeringer langs kysten der fiskeri er viktig, er det nærliggende å sikre seg at prioriteringene mht. rens tiltak blir riktige.
- Modellene som er benyttet bygger på relativt enkle datasett og innebærer forenklinger. Likevel gir de indikasjoner på hva man kan oppnå av rensing i norske renseanlegg. Resultatene viser at konklusjonen fra modelleringene gir overordnet informasjon om fjerning av forskjellige stoffer, basert på egenskapene til stoffene. Mange av kjemikaliene er designet for å ha spesifikke egenskaper som det er vanskelig for overordnede modeller å speile. SimpleTreat kan imidlertid gi verdifull informasjon om prinsippene for hvor mye av ulike typer av stoffer som kan fjernes ved ulike typer av renseanlegg, og ikke minst kan modellen være et nyttig pedagogisk verktøy. Modelleringen av kjemisk rensing og mekanisk rensing som utgjør hoveddelen av våre norske renseanlegg er mangelfull i modellene som benyttes i EU. Eksisterende modeller må derfor forbedres. Datagrunnlaget for biologisk nedbrytning i biofilmanlegg er mangelfullt. Resultater fra simuleringstester mht. biologisk nedbrytning mangler.

- Modeller for å bestemme skjebnen til organiske mikroforurensinger og legemiddelrester i kommunale renseanlegg har store svakheter for overflateaktive stoffer og for en rekke legemidler som danner metabolitter i anleggene. Dette er en felles utfordring med andre land.
- Metabolittene som mange av legemidlene omdannes til er det lite kunnskap om mht. mengder, miljøeffekter og renseteknologi.
- Slam som benyttes til jordforbedring fortjener økt fokus mht. legemiddelrester. Risiko-vurderingsverktøyet må bedres mht. til ulike eksponeringsveier og naturlig nedbrytning i ulike jordtyper og andre relevante forhold for norsk miljø.

11. Konklusjon

Prosjektet "Mikroforurensninger og legemidler i norsk avløpsvann" er gjennomført for Norsk Vann med hovedmål å etablere et helhetlig kunnskapsgrunnlag og gi en felles forståelse for:

- Kilder og skjebne til legemidler og prioriterte og vannregionspesifikke stoffer som havner i avløpsvannet i Norge
- Hvordan stoffene påvirkes av de ulike behandlingstrinnene i norske renseanlegg
- Egnede metodikk for å bestemme mengde av stoffene i slam og utslipp
- Vurdering av miljørisiko ved utslipp til resipient og bruk av slam til jordforbedring
- Innovative teknologier som kan være egnede for uttesting/validering i norske renseanlegg

I gjennomføringen av prosjektet er 13 prioriterte og vannregionspesifikke miljøgifter med tilgjengelig måledata og resultater fra mange års overvåking vurdert. Prioriterte miljøgifter har inntil nylig hovedsakelig bestått av stoffer kategorisert som toksiske, persistente (lite nedbrytbare) og mulige bioakkumulerbare (PBT stoffer). De valgte stoffene består av lite nedbrytbare miljøgifter med en signifikant adsorpsjonsaffinitet til avløpsslam. To av stoffene er overflateaktive. Videre er det valgt 18 legemidler og 2 metabolitter av legemidler. Legemidlene har vesentlig høyere vannløselighet, mange er lite nedbrytbare og slippes ut i toksiske konsentrasjoner.

I dag finner man toksiske konsentrasjoner av legemidler i europeiske resipienter, og man finner hormonforstyrrelser av fisk fra utslipp av hormonhermende stoffer (f.eks. østrogen). Prognosene for salg av legemidler viser en kraftig økning. Bruken av antibiotika i verden er økende og frykten for økt spredning av antibiotikaresistente mikroorganismer er stor.

Norske renseanlegg er ikke bygget med prosesser som kan redusere mengden legemidler i utslippsvann, og målinger og modellering viser at konsentrasjonene i utløpet har høy miljørisiko. Renseanleggene mottar ca. 70 % av legemidlene som brukes. Kravene til utslipp til kystvann kan bli 10 ganger strengere enn til utslipp til ferskvann, og langs kysten er det flere steder i Norge ikke krav til annet enn mekanisk rensing, som generelt har dårlig fjerning av legemidler og organiske mikroforurensninger.

Beregningene av risikokvotient (PEC/PNEC) som er gjennomført i rapporten indikerer altså miljørisiko ved utslippet fra kommunale renseanlegg for flere av legemidlene. Miljørisikoen ved utslippspunktet gir imidlertid ikke informasjon om effekter på øvrige deler av resipienten, eller om effekter på resipienten ved langvarig utslipp. Det sier heller ikke noe om ev. forsterkende effekter ved utslipp av en blanding av toksiske stoffer (cocktail-effekter). På dette området kreves mer forskning.

Det forventes økt press på å fjerne mikroforurensninger og legemiddelrester fra kommunale renseanlegg, både mht. å redusere utslippene til vann (ferskvann og sjøvann) og for å holde god kontroll på nivåene i avløpsslam anvendt som gjødsel. Det forventes press på å forbedre fjerning eller dokumentasjonen mht. enkelte stoffer/stoffgrupper i avløpsvann/slam, f.eks. hormonhermende stoffer, antibiotika, antibiotikaresistente bakterier og gener. Også andre legemidler, som pga. negative miljøeffekter og stort forbruk utgjør en miljørisiko i resipientene forventes å kunne bli nødvendige å fjerne. Det forventes også søkelys på fjerning av noen organiske prioriterte stoffer som krever internasjonalt samarbeid for å få ut av kretsløpet, inklusive bl.a. PFAS-stoffene og PCB.

12. Referanser

- Abbeglen, C. und Siegrist, H. (2014) Microverunreinigungen aus kommunale Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt BAFU). www.bafu.admin.ch/uw-1214-d
- aus der Beek, T., Weber, F.-A., Bergmann, A., Hickmann, S., Ebert, I., Hein, A. and Küster, A. (2016), Pharmaceuticals in the environment—Global occurrences and perspectives. *Environ Toxicol Chem*, 35: 823-835. <https://doi.org/10.1002/etc.3339>
- Blytt, L. D., Henninge, L.B., Stang, P., Neidel, L.N. (2018) Report 1 - Limit values for organic pollutants in fertilisers based on organic waste origin. COWI Report A099948-Version 3.
- Belloni, A., D. Morgan og V. Paris (2016) Pharmaceutical Expenditure And Policies: Past Trends And Future Challenges, *OECD Health Working Papers*, No. 87, OECD Publishing, Paris, <http://dx.doi.org/10.1787/5jm0q1f4cdq7-en>.
- Breedveld, G., Ruus, A., Bakke, T., Kibsgaard, A. and Arp, H-P. (2015) Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. Miljødirektoratets veileder, M409-2015.
- Burkhardt-Holm, P., Peter, A., Segner, H. (2002) Decline of fish catch in Switzerland – Project Fishnet. *Aquatic Sciences*. 64. 36-54. 10.1007/s00027-002-8053-1.
- Byrns, G. (2001) The fate of xenobiotic organic compounds in wastewater treatment plants. *Water Res*. 2001;35(10)2523-33.
- Carter, L. J. Harris, E., Williams, M., Ryan, J.J., Kookana, R.S, Boxall, A.B.A. (2014) Fate and Uptake of Pharmaceuticals in Soil-Plant Systems, *J. Agric. Food Chem*. 2014, 62, 4, 816–825
- CEC (1986) Council of European Communities. Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Off.J.Eur. Communities* L 181, 6-12.
- Choi, K.-J., Kim, S.-G. and Kim, S.-H.: (2008) Removal of antibiotics by coagulation and granular carbon filtration. *Journal of Hazardous Materials*, 2008;151 (1) p 38-43.
- Civity (2017) Pharmaceutical usage in the context of demographic change: The significance of growing medication consumption in Germany for raw water resources, Civity Management Consultants
- Das, S., Ray, M.R., Wan, J., Khan, A., Chakraborty, T. and Ray, M.B. (2017) Micropollutants in Wastewater; Fate and Removal Processes. Chapter 5, in *Physico-Chemical Wastewater treatment and Resource Recovery in Intech Open*. <http://dx.doi.org/10.5772/65644>
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften (2018) Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. www.vannportalen.no; Veileder 02:2018
- Domenjoud, B., Ospina, A.G., Vulliet, E. and Baig, S. (2016) Synergistic biological and chemical ozone oxidation of micropollutants removal from wastewater. IOA Conf. & Exhib, Swansea, UK, 26-28 Oct.
- Drugbank (2020) <https://go.drugbank.com/>
- Eggen, T., Heimstad, E. S. H., Nikiforov, V. and Vogelsang, C. (2019) Maximum limit values for selected hazardous organic contaminants (HOCs) in secondary raw materials used in fertilisers and soil products. NIBIO Rapport Vol.5, Nr. 110.
- EMA (2006) Guidelines on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. Pre-authorisation Evaluation of Medicines for Human use. Committee for Medicinal Products for Human Use. https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/guideline-environmental-risk-assessment-medicinal-products-human-use-first-version_en.pdf
- ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose (concentration) response for environment. Guidance for implementation of REACH. https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf
- EMA (2018) Guidelines on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. Committee for Medicinal Products for Human Use (draft). https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/draft-guideline-environmental-risk-assessment-medicinal-products-human-use-revision-1_en.pdf
- EU (2019) Options for strategic approach to pharmaceuticals in the environment Final Report. doi:10.2779/87838; KH-03-19-058-EN-N
- EU-TGD (2003a) Technical Guidance Document on Risk Assessment Part II (Environment). https://echa.europa.eu/documents/10162/16960216/tgdpart2_2ed_en.pdf

EU-TGD (2003b) Technical Guidance Document in support of Commission Directive

Falås P., Andersen H.R., Ledin A. and la Cour Jansen J (2012) Impact of solid retention time and nitrification capacity on the ability of activated sludge to remove pharmaceuticals. *Environmental Technology* 33(8), 865-872.

Falås P., Longrée P., la Cour Jansen J., Siegrist H., Hollender J. and Joss A. (2013) Micropollutant removal by attached and suspended growth in a hybrid biofilm-activated sludge process. *Water Research* 47 (13), 4498-4506.

Falås, P. (2020) Micropollutant removal with biofilms is it worth it, presentasjon ved IWA-seminar Biofilm Systems in Municipal Wastewater Treatment - Opportunities, Challenges and Limitations! 22.01.2020

Faraji, T. og Jensen, N.W. (2019) Demonstrasjon av flerpunkts ozonering – fjernelse af mikro-forurened stoffer fra kommunalt spildevand i fullskala. Spildevand #5/2019.

FASS (2020) Farmaceutiske spesialiteter i Sverige; Den svenske Felleskatalogen for informasjon om legemidler. www.fass.se

FNs miljøprogram (2019), Global Chemicals Outlook II: From legacy to innovative solutions, United Nations Environment Programme.

Folkehelseinstituttet (2019) Legemiddelstatistikk 2019:1, Legemiddelforbruket i Norge 2014-2018

Folkehelseinstituttet (2009) Legemiddelstatistikk 2009:1, Legemiddelforbruket i Norge 2004-2008

Grung, M og Thomas, K. (2015) G23 Miljøpåvirkning av legemidler, kapittel i Norsk legemiddelhåndbok, publisert 14.12.2015

Guillossou, R. (2020) Mulige måter å fjerne mikroforurensninger fra avløpsvann basert på Suez internasjonale erfaring (på engelsk). SUEZ Webinar: Mikroforurensninger i avløpsvann; 19. og 20. august.

Grung, M., Thomas, K.V. (2015) G23 Miljøpåvirkning av legemidler, kapittel i Norsk legemiddelhåndbok, publisert 14.12.2015 https://www.legemiddelhandboka.no/G23/Milj%C3%B8p%C3%A5virkning_av_legemidler

Haarr, A. (2019) Legemidler og miljø. Workshop om medisinrester og norsk VA-industri. COWI 9. jan. 2019.

Havs- og vattenmyndigheten (2018) Reningstekniker for legemiddel og mikroforurensninger i avløpsvann, Havs- og vattenmyndighetens rapport 2018:7

Havs- og vattenmyndigheten (2019) Regleringsbrev for budgetåret 2020 avseende Havs- og vattenmyndigheten, <https://www.esv.se/statsliggaren/regleringsbrev/?RBID=20340>

Hey, G. (2016) Relevant studies related to the presence of micropollutants in the environment. Published May 18th. <http://pollutants.com/About-micropollutants>.

IVL (2016) Report B 2264 - Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge. IVL Report 82284

IVL (2018) Report B 2361 - Self-declarations of environmental classification at Fass.se - experiences from the reviewing process during 2018

Jensen, N.W. (2020) Dansk erfaring med nyskapende fullskala testing av integrert ozoneringsteknologi. SUEZ Webinar: Mikroforurensninger i avløpsvann; 19. og 20. august.

Jensen, N.W. (2019) Multiple Point Ozonation. Both ozonation conditions. Presentation of preliminary results- both ozone dosages. Dansk Vand Conference 13-11

Jensen, N.W., Faraji, T. and Jørgensen, M.K. (2019) Removal of micropollutants from municipal wastewater by application of multiple ozone injections. Presentation of results from the first ozonation campaign. MUDP Project meeting presenting results at Brændstrup treatment plant, DK, 9. October 2019.

Joel, L. (2019), Antibiotics are flooding Earth's rivers, *Eos*, 100, publisert 5. juli, 2019, <https://doi.org/10.1029/2019EO127001>.

Jones, O., Voulvoulis, N. and Lester, J. (2002) Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research*, 2002:36 (20) 5013-5022

Joss, A., Schärer, M. and Abegglen, C. (2020a) Micropollutants: the Swiss strategy. [Strategy Micropoll - Eawag](#)

Joss, A., Schärer, M. and Abegglen, C. (2020b) Mikroverunreinigungen in Fließgewässern. www.bafu.admin.ch/micropoll

JRC (2012) EU Wide Monitoring Survey on Wastewater Treatment Plant Effluents

Kommedal, R., Ydstebø, L. og Bilstad, Torleif (2008) Overvåking og omdanning av utvalgte organiske miljøgifter i renseanlegg på Nord-Jæren. UiS Rapport nr. 17:2008

Küster, A. and N. Adler (2014) Pharmaceuticals in the environment: Scientific evidence of risks and its regulation, Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, Vol. 369/1656, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0587>.

Langford K. and Thomas K.V. (2011) Input of selected human pharmaceutical metabolites into the Norwegian aquatic environment. J. Environ. Monitor. 13:416; doi:10.1039/c0em00342e

Malmberg, J. og Magner, J. (2015) Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion

Margot, J., Rossi, L., Barry, D.A. and Holliger, C. (2015) A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. WIREs Water 2015. doi:10.1002/wat2.1090

Markey, S.P. (2006) Evolution of Drug Metabolism as a Science Post WWII Pioneers, Laboratory of Neurotoxicology, NIMH, NIH. Nov. 16, 2006.

Matter-Muller C., Gujer W., Giger W., and Stumm W. (1980) Non-biological elimination mechanisms in a biological sewage treatment plant. Progress in Water Technology; 12: 299-314.

Miljødirektoratet (2000a) Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp. Veiledning del I. SFT Veiledning 1750/2000 (Forfattere: Benestad, C., Kalland, T., Källqvist, T., Hylland, K. og Tjomsland, T.)

Miljødirektoratet (2000b) Kort innføring i toksikologi. Veiledning del IIA. SFT Veiledning 175g/2000 (Forfatter: Braastad, G.)

Miljødirektoratet (2006a) Kartlegging av utvalgte forbindelser i legemidler og kosmetikk, TA-2156, DNV og Eurofins på oppdrag fra SFT

Miljødirektoratet (2006b) Initial assessment of eleven pharmaceuticals using the EMA guideline in Norway. SFT-TA 2216/2006, (Authors: Grung, M., Källqvist, T. and Thomas, K.)

Miljødirektoratet (2007) Occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluents from hospitals (Ullevål and Rikshospitalet) and VEAS wastewater treatment works, TA-2246

Miljødirektoratet (2008) Current State of Knowledge and Monitoring Requirements. Human and veterinary pharmaceuticals, narcotics, and personal care products in the environment. SFT TA-2325/2007 (Authors; Grung, M., Heimstad, E.S., Moe, M., Schlabach, M., Svenson, A., Thomas, K. and Woldegiorgis, A.)

Miljødirektoratet (2016) Screening programme 2015: Pharmaceuticals & hormones, M-597

Miljødirektoratet (2017a) Screeningprogram 2016: Mistenkte PBT-forbindelser, M-806

Miljødirektoratet (2017b) Screeningprogram 2016: Utvalgte stoffer relevant for EU regulering, M-818

Miljødirektoratet (2018a) Screeningprogram 2017: Mistenkte PBT-forbindelser, M-1063

Miljødirektoratet (2018b) Screeningprogram 2017: AMAP Assessment-stoffer, M-1080

Miljødirektoratet (2020) Innspillsmøte-notat grenseverdier organiske miljøgifter i gjødselvarer, 17. februar 2020.

Miljødirektoratet (2021) Screeningprogram 2019: Mistenkte PBT-forbindelser, M-1776

MistraPharma (2020:) Database med toksistetsinformasjon, <https://www.mistrapharma.se/wiki/pharma-13497291>

Moermond, C.T.A. (2014) Environmental risk limits for pharmaceuticals. Derivation of WFD water quality standards for karbamazepin, metoprolol, metformin and amidotriazoic acid. RIVM Letter report 270006002/2014. National Institute for Public Health and the Environment. Ministry of Health, Welfare and Sport.

Naturvårdsverket (2008) Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen rapport nr. 5794-2018

Nordisk Ministerråd (2019) Legemidler i Norden; hva, hvor og hvor mye? (Forfattere: Carlsson, P., Olafsdottir, K., Löve, A. S., Lindberg, J.-C., Våvare, S., Vogelsang, C., Dadkhah, M.E. and Reid, M.).

Norsk Vann (2018) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2017/18 (Forfattere Blytt, L.D. and Stang, P.) Norsk Vann rapport 242-2018;

Norsk Vann (2020) Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg, Norsk Vann rapport 256-2020

NORVAR (2003) Kunnskapsbase slam. www.norvar.no

OECD (2018), Stemming the Superbug Tide: Just A Few Dollars More, OECD Health Policy Studies, OECD Publishing, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264307599-en>.

OECD (2019) Pharmaceutical Residues in Freshwater - Hazards and Policy Responses, ISBN 9789264977419, <https://www.oecd-ilibrary.org/sites/c936f42d-en/index.html?itemId=/content/publication/c936f42d-en>, websiden besøkt 29.01.2021

OECD (2020) <https://stats.oecd.org/Index.aspx?ThemeTreeId=9#>, websiden besøkt 27.22.2020

OSPAR (2012) OSPAR Guidelines in support of Recommendation 2012/5 for a Risk-based Approach to management of Produced Water Discharges from Offshore Installations. OSPAR 12/221, Annex 19.

Paulsrud, B. (2005) Karakterisering og håndtering av slam fra silanlegg. Vann-2-2005, p 130-142.

Paulsrud, B., Amundsen, C.E. og Storhaug, R. (2005) Status legemidler i avløpsslam. En litteraturstudie for NORVAR. Aquateam Rapport nr. 05-049.

Rawcliffe, M. (2020) Personlig kommunikasjon om status regenerering av aktivt kull fra NRV.

Pervez, M.N., Balakrishnan, M., Hasan, S.W., Choo, K-H., Zhao, Y., Cai, Y., Zarra, T., Belgiorno, V. and Naddeo, V. (2020) A critical review on nanomaterials membrane bioreactor (NMs-MBR) for wastewater treatment. In npk Clean Water 2020:3:43; <https://doi.org/10.1038/s41545-020-0090-2>

RIVM (2004) EUSES European Union System for the Evaluation of Substances. Version 2.0. Background Report. Prepared for the European Chemicals Bureau. RIVM Report no. 601900005/2004. Available through <http://ecb.jrc.it>

RIVM (2020) <https://www.rivm.nl/en/soil-and-water/simpletreat>

[Schwermer, C.U., Krzeminski, P. og Uhl, W. \(2018\) Forekomst av antibiotikaresistensgener og fjerning av antibiotikaresistente E.coli i to norske avløpsrenseanlegg. Vann 02:2018, pp. 192-204.](#)

Siegrist, H. and Joss, A. (2012) Review on the fate of organic micropollutants in wastewater treatment, Water Sci. Technol. (2012) 66 (6) 1369-1376

Sehlén, R. et al. (2020) Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests, https://zenodo.org/record/4032487/files/CWPharmaGoA3_1_Report_publ.pdf?download=1

[Stasinakis, A.S. \(2012\) Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion. Bioresource Technology 121, 432-440. http://dx.doi.org/10-1016/j.biortech.2012.06.074](#)

Storhaug, R. (2007) Tungmetaller og organiske miljøgifter i innløps- og utløpsvann fra kommunale renseanlegg i 2005, Aquateam-rapport 06-038.

Storhaug, R. (2010) Undersøkelse av miljøgifter ved fire norske renseanlegg - PFOA, Bisfenol A, Triklosan, Siloksan (D5), Dodecylfenol og 2,4,6-Tri-tertbutylfenol, Aquateam-rapport 06-038

Struijs, J. (2014) SimpleTreat 4.0: a model to predict fate and emission of chemicals in wastewater treatment plants - Background report describing the equations, RIVM report 601353005/2014

Svenskt Vatten (2014) Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – kunskapssammanställning, SVU-rapport nr. 2014/16

UBA (2018) Antibiotics and Antibiotic Resistance in the Environment. Background, Challenges and Options for Action. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen> ISSN2363-829X/ISSN 2363-829X

UBA (2019) The database "Pharmaceuticals in the Environment" – Updata and new analysis. final report 67/2019. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen> ISSN 1862-4804

[Vik, E. A., Breedveld, G., Farestveit, T., Oen, A.M.P., Rike, A.G., Weideborg, M., Ness, M., Mogensen, A., Jonassen, H. and Bakke S. \(1999\) Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. SFT TA1629/99.](#)

Vik, E.A., Bakke, S. and Bansal, K. (1998) Partitioning of chemicals – important factor in exposure assessment of offshore discharges. In Environmental Modelling & Software 13 (1998) pp 529-537.

Vik, E.A. (2020) Status europeisk regelverk for fjerning av mikroforurensninger. SUEZ Webinar: Mikroforurensninger i avløpsvann; 19. og 20. august

VKM (2009) Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils, VKM report 2009:30. Authors: Eriksen, G.S., Amundsen, C.E., Bernhoft, A., Eggen, T., Grave, K., Halling-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T. and Sverdrup, L.

VKM (2020) Assessment of the impact of wastewater and sewage sludge treatment methods on antimicrobial resistance. VKM report 2020: 08. Authors: Wasteson, Y., Blix, H.S., Joner, E., Madslien, E-H., Ottoson, J., Sørum, H., Uhl, W., Yazdankhah, S., Bergh, Ø., Eklo, O. M., Nielsen, K.M. and Trosvik, T.

13. Vedlegg 1: MF og legemidler målt i norske renseanlegg

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<450	VEAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<450	VEAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<450	VEAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	536	VEAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	377	VEAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<30	VEAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<30	VEAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<30	VEAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<30	VEAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	138	VEAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	79	VEAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	157	VEAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	128	VEAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	152	VEAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	4080	HIAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	2600	HIAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	2220	HIAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1480	HIAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1890	HIAS	Innløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	316	HIAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	485	HIAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	577	HIAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	374	HIAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	172	HIAS	Utløp	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1550	HIAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1500	HIAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1610	HIAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1590	HIAS	Slam	
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1570	HIAS	Slam	
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	280	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	180	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	190	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	580	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	720	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	920	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	54	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	81	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	70	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	68	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	69	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	61	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	69	HIAS	Slam	26.09.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	47	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	64	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	35	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	97	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	96	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	97	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	98	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	130	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	120	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	110	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	270	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	290	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	260	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	41	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	62	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	25	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	11	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	14	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	23	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	17	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	30	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	29	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	26	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	< 13	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	< 14	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	< 13	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	140	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	200	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	98	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	430	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	500	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	630	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	6,3	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	6,7	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	6,7	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	7,4	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	18	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	25	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	26	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	120	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	170	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	88	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	340	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	320	HIAS	Utløp	06.09.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	390	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	66	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	90	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	82	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	76	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	99	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	99	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	90	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	300	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	380	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	210	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	620	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	630	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	740	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	16	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	22	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	20	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	18	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	< 4,4	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	< 5,1	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	< 5,2	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	47	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	64	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	35	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	97	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	96	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	97	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	98	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	130	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	120	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	110	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	270	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	290	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	260	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	75	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	100	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	48	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	170	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	190	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	240	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	740	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	920	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	810	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	780	VEAS	Slam	26.09.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	840	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	820	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	790	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	230	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	290	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	150	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	460	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	470	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	600	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	< 12	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	15	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	15	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	14	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	39	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	46	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	47	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	340	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	480	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	230	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	910	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1100	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1200	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	61	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	72	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	81	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	68	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	310	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	300	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	280	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/l	<12	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/l	<9,9	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/l	<9,8	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/l	<10	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/l	<8,7	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/l	<8,2	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	6,5	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	5,7	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	5,4	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	3,6	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	11	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	5,7	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	ng/g	2,9	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/l	8,5	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/l	6,4	VEAS	Utløp	06.09.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/l	5,5	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/l	8,4	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/l	8	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/l	6,7	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 1,5	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 1,4	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 1,6	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 2,2	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 2,3	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 1,9	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	ng/g	< 2,7	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,41	VEAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,59	VEAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,43	VEAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,49	HIAS	Utløp	23.08.2016
MDir (2017a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,34	HIAS	Utløp	06.09.2016
MDir (2017a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,78	HIAS	Utløp	20.09.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,4	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,2	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	2,6	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	2,6	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,8	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,2	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,6	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,5	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	2	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	2	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,8	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,1	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,4	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,8	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,5	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	3	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,7	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,1	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,6	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,6	HIAS	Slam	12.09.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,5	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	3,1	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,4	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	1,9	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,4	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,9	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,6	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	4,3	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,7	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	2,7	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,5	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	4,1	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,3	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	2,1	VEAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,3	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	-	VEAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	<1,0	VEAS	Slam	26.09.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,5	HIAS	Slam	29.08.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,6	HIAS	Slam	12.09.2016
MDir (2017a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1	HIAS	Slam	26.09.2016
MDir (2018b)	PFOS	PFAS	ng/l	<0,10	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOS	PFAS	ng/l	<0,10	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOS	PFAS	ng/l	<0,10	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOS	PFAS	ng/l	<0,10	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOS	PFAS	ng/l	<0,10	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOA	PFAS	ng/l	<0,015	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOA	PFAS	ng/l	5,8	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOA	PFAS	ng/l	8	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOA	PFAS	ng/l	4,7	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOA	PFAS	ng/l	6,7	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	PFOA	PFAS	ng/l	6,1	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<25,0	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<25,0	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<25,0	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<25,0	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<25,0	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<25,0	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	452	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	376	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	230	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	250	Breivika	Utløp	

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	156	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	314	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	D5	Siloksaner	ng/l	1998	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	D5	Siloksaner	ng/l	1663	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	D5	Siloksaner	ng/l	235	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	D5	Siloksaner	ng/l	282	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	D5	Siloksaner	ng/l	1975	Breivika	Utløp	
MDir (2018b)	D5	Siloksaner	ng/l	165	Breivika	Utløp	
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,4	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,1	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,2	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,4	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,9	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,8	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,6	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,6	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,5	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/g	2,3	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/g	2,7	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	ng/g	2,4	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,8	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,8	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,7	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,7	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/g	3	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,8	HIAS	Slam	28.08.2017

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,5	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,5	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/g	1,5	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/g	2,7	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/g	3,1	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	ng/g	2,9	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/g	3,3	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,7	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,8	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/g	3,7	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/g	4	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	ng/g	4,3	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,8	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,1	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,1	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/g	3,8	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/g	4,1	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	ng/g	4,4	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,8	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,3	VEAS	Slam	14.08.2017

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,2	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,5	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,6	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,8	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	1,5	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,67	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	<0,20	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,3	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	0,74	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/l	<0,20	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/g	3,6	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/g	3,1	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/g	2,9	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/g	5	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/g	5,4	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	BDE-99	Brom. fl.hemmere	ng/g	4,5	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<6,8	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<12	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<12	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<10	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<20	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/l	<12	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/g	<17	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/g	<22	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/g	<15	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/g	<39	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/g	<33	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	TBBPA	Brom. fl.hemmere	ng/g	<25	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/l	660	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/l	28000	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/l	96	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/l	240	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/l	16000	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/l	120	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/g	630	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/g	560	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/g	590	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/g	530	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/g	820	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	D5	Siloksaner	ng/g	590	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	62	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	380	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	50	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	51	HIAS	Utløp	27.06.2017

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1800	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	67	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	330	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	510	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	290	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	3400	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	3000	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1700	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	810	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	2500	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	1400	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	2300	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	2400	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	4900	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	26	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	30	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	28	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	49	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	43	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	43	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	180	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	61	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	190	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	240	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	68	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	420	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	0,78	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<0,83	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	0,75	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<0,73	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	0,97	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	0,74	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	280	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	24	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	260	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	250	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	53	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	290	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	0,58	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	0,84	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	0,8	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<0,73	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<0,55	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<0,51	HIAS	Slam	28.08.2017

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	88	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	67	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	31	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	12	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	17	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	12	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	8,1	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	4,5	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	2,2	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	2,9	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	5	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	ng/g	3,8	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	390	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	420	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	400	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	730	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	840	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/l	870	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	4,4	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	6	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	4,9	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	11	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	11	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	ng/g	8,6	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	320	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	270	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	290	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	460	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	420	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	450	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	320	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	350	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	290	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	620	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	650	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	590	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	490	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	370	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	420	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	480	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	370	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	680	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	7,3	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	11	VEAS	Slam	14.08.2017

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	8,7	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	1,6	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	2,4	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	2,3	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	120	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	50	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	70	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	150	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	22	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/l	140	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	110	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	130	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	92	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	690	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	900	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	ng/g	800	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	210	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	220	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	210	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	300	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	200	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	270	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	54	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	92	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	62	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	48	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	60	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	65	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	380	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	340	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	340	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	1500	HIAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	380	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	770	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	5,8	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	4,9	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	3,3	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	8,8	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	11	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	12	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	950	VEAS	Utløp	27.06.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	920	VEAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	950	VEAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1400	HIAS	Utløp	27.06.2017

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	2200	HIAS	Innløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1900	HIAS	Utløp	05.09.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	52	VEAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	98	VEAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	79	VEAS	Slam	28.08.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<3,5	HIAS	Slam	19.06.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<3,2	HIAS	Slam	14.08.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<3	HIAS	Slam	28.08.2017
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/g	2,6	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/g	2,2	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,4	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/g	1,1	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/g	2,9	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,4	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,3	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/g	1,4	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/g	2,1	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,2	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,5	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/g	1,6	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,1	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,1	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/g	1,8	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/g	2,3	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/g	2,5	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/g	2,6	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/g	2,1	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/g	2,7	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<3,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,1	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/g	1	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/g	<1,0	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/g	1,4	VEAS	Slam	17.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/g	<1,0	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	68000	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	81000	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	62000	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	71000	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	34000	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	17000	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	31000	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	8800	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	30000	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	10000	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	71000	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/l	11000	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/g	8,7	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/g	5,2	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/g	34	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/g	23	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/g	140	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	ng/g	97	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	4000	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	19000	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	3500	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	19000	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	<190	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	20000	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	<31	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	47000	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	3000	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	160000	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	3300	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	190000	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/g	<2,4	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/g	<2,4	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/g	<2,3	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/g	<2,1	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/g	37	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/g	49	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	3	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<1,00	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	5,8	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<1,00	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	3,9	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<1,00	VEAS	Utløp	04.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	4,7	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<2,00	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	1,3	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<1,00	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<2,00	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/l	<1,00	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/g	15200	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/g	12800	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/g	6700	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/g	6260	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/g	3260	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	DEHP	Ftalater	ng/g	3090	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<2,00	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<0,20	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<2,00	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<0,20	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<2,00	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<0,20	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<2,00	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<0,20	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<2,00	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<0,20	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<2,00	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/l	<0,20	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/g	1400	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/g	1100	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/g	1100	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/g	1100	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/g	140	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	4-nonylfenol (NP)	Nonylfenoler	ng/g	130	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<15,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<5,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<15,0	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<5,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	25	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<5,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<15,0	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<5,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<15,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<5,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<15,0	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<5,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/g	13	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/g	12	HIAS	Slam	17.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/g	190	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/g	280	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/g	<10	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/g	16	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<3,0	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	5,9	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<1,0	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	21	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	7	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<1,0	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<3,0	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	3,5	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/g	32	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/g	22	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/g	150	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/g	220	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/g	5,4	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/g	7,1	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	26	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	3,9	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	37	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	3	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	120	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	1,9	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	30	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	1,7	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	10	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	20	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	<1,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/g	170	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/g	160	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/g	550	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/g	790	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/g	29	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/g	25	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	65	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	10	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	170	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	10	HIAS	Utløp	25.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	7,2	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	7,2	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	43	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	5,1	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	49	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	2,9	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	290	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	<2,0	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/g	70	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/g	79	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/g	59	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/g	57	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/g	25	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/g	22	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,434	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,147	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<0,400	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,156	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,4	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,257	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,534	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,131	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,871	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,042	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,437	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	0,04	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	860	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	740	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	340	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	120	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	81	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	110	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	3,7	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	0,74	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	2,2	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	1,6	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	0,64	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	0,64	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	25.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Triklormetan (Kloroform)	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Karbontetraklorid	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Tetrakloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Triklloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Triklloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Utløp	04.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/l	<0,40	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Trikloretylen	Div. kjemikalier	ng/g	<20	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	670	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	400	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	620	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	350	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	230	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	230	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	480	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	100	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	330	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	45	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	790	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	180	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	50	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	38	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	18	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	9,8	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	18	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	24	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	29	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	59	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	57	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	56	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	22	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	40	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	40	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	19	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	38	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	42	NRA	Utløp	04.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	52	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/l	43	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/g	160	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/g	140	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/g	54	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/g	42	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/g	22	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Citalopram	Legemidler	ng/g	22	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	210	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	120	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	270	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	92	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	240	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	57	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	140	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	25	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	81	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	24	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	290	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	65	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<0,97	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<0,94	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<0,54	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<0,48	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	4,9	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	11	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	150	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	290	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	240	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	220	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	170	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	230	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	230	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	120	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	160	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	190	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	300	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	180	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<3,2	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<3,2	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<2,1	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<1,7	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	17	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	25	NRA	Slam	17.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	520	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	570	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	650	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	520	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	240	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	320	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	340	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	180	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	460	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	530	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	790	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	600	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/g	14	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/g	13	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/g	8,3	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/g	5,7	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/g	5,5	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/g	5,8	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	260	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	330	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	260	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	310	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	140	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	280	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	210	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	130	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	200	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	220	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	240	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	220	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	130	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	130	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	57	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	47	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	270	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/g	24	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	420	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	450	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	570	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	440	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	270	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	350	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	390	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	200	VEAS	Utløp	24.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	410	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	420	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	550	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	480	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	<3,7	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	<3,6	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	5,1	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	3,9	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	<2,2	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/g	<2,8	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	250	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	290	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	300	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	270	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	140	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	200	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	190	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	110	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	150	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	170	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	230	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/l	200	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	63	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	58	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	60	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	43	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	13	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	ng/g	8,5	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	1000	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	870	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	770	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	770	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	320	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	660	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	420	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	390	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	350	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	640	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	480	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/l	710	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	12	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	10	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	3,7	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	2,4	VEAS	Slam	17.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	3,7	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	ng/g	3,7	NRA	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1200	HIAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1200	HIAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1400	HIAS	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1100	HIAS	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	700	VEAS	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	810	VEAS	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	750	VEAS	Innløp	24.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	410	VEAS	Utløp	24.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	850	NRA	Innløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	890	NRA	Utløp	04.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1300	NRA	Innløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	980	NRA	Utløp	25.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	140	HIAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	220	HIAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	52	VEAS	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	32	VEAS	Slam	17.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	73	NRA	Slam	03.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	35	NRA	Slam	17.06.2019
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	7,64	Bekkelaget	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	10	Bekkelaget	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	ND	Bekkelaget	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	8,87	Bekkelaget	Innløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	14,242	Bekkelaget	Utløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	ND	Bekkelaget	Slam	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	12,372	Bekkelaget	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	14,662	Bekkelaget	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	ND	Bekkelaget	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	14,5	GRA	Innløp	05.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	9,27	GRA	Utløp	05.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	3,994	GRA	Slam	05.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	9,4	GRA	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	10,2	GRA	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	3,673	GRA	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	16,997	GRA	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	23,33	GRA	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	4,738	GRA	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	3,9	Knappen	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	3,92	Knappen	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	2,43	Knappen	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	3,6	Knappen	Innløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	5,827	Knappen	Utløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	ND	Knappen	Slam	19.10.2009

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	2,84	Knappen	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	4,377	Knappen	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	ND	Knappen	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	9	TAU	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	6,1	TAU	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	3,56	TAU	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	8,78	TAU	Innløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	9,14	TAU	Utløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	3,845	TAU	Slam	19.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	8,1	TAU	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/l	10,86	TAU	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	PFOA	PFAS	ng/g	ND	TAU	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	8600	Bekkelaget	Innløp	16.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	400	Bekkelaget	Utløp	16.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	38000	Bekkelaget	Slam	16.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	6300	Bekkelaget	Innløp	01.02.2010
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	420	Bekkelaget	Utløp	01.02.2010
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	29000	Bekkelaget	Slam	22.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	6600	Bekkelaget	Innløp	09.11.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	130	Bekkelaget	Utløp	09.11.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	36000	Bekkelaget	Slam	29.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	33000	GRA	Innløp	13.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	200	GRA	Utløp	13.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	54000	GRA	Slam	14.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	31000	GRA	Innløp	20.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	40	GRA	Utløp	20.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	45000	GRA	Slam	20.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	14000	GRA	Innløp	03.11.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	110	GRA	Utløp	03.11.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	46000	GRA	Slam	03.11.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	12000	Knappen	Innløp	16.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	100	Knappen	Utløp	16.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	33000	Knappen	Slam	16.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	20000	Knappen	Innløp	23.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	150	Knappen	Utløp	23.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	29000	Knappen	Slam	23.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	18000	Knappen	Innløp	29.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	80	Knappen	Utløp	29.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	39000	Knappen	Slam	29.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	12000	TAU	Innløp	01.02.2010
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	15000	TAU	Slam	19.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	6900	TAU	Innløp	22.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	50	TAU	Utløp	01.02.2010
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	11200	TAU	Slam	23.10.2009

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	9300	TAU	Innløp	29.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/l	480	TAU	Utløp	29.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	3900	TAU	Slam	28.10.2009
Storhaug (2010)	D5	Siloksaner	ng/g	10000	TAU	Slam	03.11.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	512,671	Bekkelaget	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	32,9	Bekkelaget	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	720	Bekkelaget	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	723,206	Bekkelaget	Innløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	34,082	Bekkelaget	Utløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	750	Bekkelaget	Slam	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	716,716	Bekkelaget	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	43,584	Bekkelaget	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	724	Bekkelaget	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	689,455	GRA	Innløp	05.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	729,109	GRA	Utløp	05.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	1139	GRA	Slam	05.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1156,275	GRA	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	53,905	GRA	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	900	GRA	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1149,515	GRA	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	81,411	GRA	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	961	GRA	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	482,442	Knappen	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	467,095	Knappen	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	97	Knappen	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	641,531	Knappen	Innløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	697,955	Knappen	Utløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	168	Knappen	Slam	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	817,302	Knappen	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	661,419	Knappen	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	176	Knappen	Slam	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	807,187	TAU	Innløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	2095,674	TAU	Utløp	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	288	TAU	Slam	12.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	487,892	TAU	Innløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1690,34	TAU	Utløp	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	437	TAU	Slam	19.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1405,479	TAU	Innløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	5358,275	TAU	Utløp	26.10.2009
Storhaug (2010)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/g	478	TAU	Slam	26.10.2009
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	Bekkelaget	Innløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	Bekkelaget	Utløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	440	Bekkelaget	Innløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	Bekkelaget	Utløp	13.10.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	Bekkelaget	Innløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	Bekkelaget	Utløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	5400	Solumstrand	Innløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	1900	Solumstrand	Utløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	Solumstrand	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	Solumstrand	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<300	Remmendalen	Innløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	Remmendalen	Utløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	TAU	Innløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	TAU	Utløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	TAU	Innløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	TAU	Utløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	VEAS	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	VEAS	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	VEAS	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	VEAS	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<200	NRA	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<50	NRA	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	3800000	NRA	Slam	07.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	3500000	Bekkelaget	Slam	11.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	3300000	Bekkelaget	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	2100000	VEAS	Slam	04.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	2300000	VEAS	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	1700000	TAU	Slam	31.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	2700000	TAU	Slam	17.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	1100000	Remmendalen	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	100000	Solumstrand	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<2	Bekkelaget	Innløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,28	Bekkelaget	Utløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	1,7	Bekkelaget	Innløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	Bekkelaget	Utløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,46	Solumstrand	Innløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,54	Solumstrand	Utløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,8	Solumstrand	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,36	Solumstrand	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<1	Remmendalen	Innløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,34	Remmendalen	Utløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,55	TAU	Innløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,79	TAU	Utløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<15	TAU	Innløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,5	TAU	Utløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	1,3	VEAS	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,81	VEAS	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,62	VEAS	Innløp	26.10.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,73	VEAS	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,75	NRA	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	0,63	NRA	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<2000	NRA	Slam	07.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<3000	Bekkelaget	Slam	11.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<5000	Bekkelaget	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<2000	VEAS	Slam	04.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<500	VEAS	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<2000	TAU	Slam	31.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<3000	TAU	Slam	17.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	640	Remmendalen	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<2000	Solumstrand	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2200	Bekkelaget	Innløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	<100	Bekkelaget	Utløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2400	Bekkelaget	Innløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	<100	Bekkelaget	Utløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2500	Bekkelaget	Innløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	<100	Bekkelaget	Utløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	1500	Solumstrand	Innløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	3000	Solumstrand	Utløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2900	Solumstrand	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2200	Solumstrand	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	3900	Remmendalen	Innløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2400	Remmendalen	Utløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	1500	TAU	Innløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2200	TAU	Utløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2500	TAU	Innløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	3900	TAU	Utløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2900	VEAS	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	180	VEAS	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	2400	VEAS	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	240	VEAS	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	3000	NRA	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	100	NRA	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	NRA	Slam	07.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	Bekkelaget	Slam	11.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	Bekkelaget	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	VEAS	Slam	04.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	VEAS	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	TAU	Slam	31.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	TAU	Slam	17.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	8400	Remmendalen	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<50000	Solumstrand	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	340	Bekkelaget	Innløp	14.09.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	130	Bekkelaget	Utløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	Bekkelaget	Innløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	99	Bekkelaget	Utløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	Bekkelaget	Innløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	73	Bekkelaget	Utløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	430	Solumstrand	Innløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	53	Solumstrand	Utløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	Solumstrand	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<50	Solumstrand	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	Remmendalen	Innløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<50	Remmendalen	Utløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	290	TAU	Innløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	240	TAU	Utløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	1100	TAU	Innløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	740	TAU	Utløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	VEAS	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	160	VEAS	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	VEAS	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	90	VEAS	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<100	NRA	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	170	NRA	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	NRA	Slam	07.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	Bekkelaget	Slam	11.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	Bekkelaget	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	VEAS	Slam	04.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	VEAS	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	TAU	Slam	31.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	5000	TAU	Slam	17.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	20000	Remmendalen	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<5000	Solumstrand	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	500	Bekkelaget	Innløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	340	Bekkelaget	Utløp	14.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	290	Bekkelaget	Innløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	190	Bekkelaget	Utløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	350	Bekkelaget	Innløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	160	Bekkelaget	Utløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	1400	Solumstrand	Innløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	580	Solumstrand	Utløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	140	Solumstrand	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	180	Solumstrand	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	260	Remmendalen	Innløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	240	Remmendalen	Utløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	290	TAU	Innløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	350	TAU	Utløp	23.09.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	2300	TAU	Innløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	920	TAU	Utløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	490	VEAS	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	430	VEAS	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	160	VEAS	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	260	VEAS	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	840	NRA	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	570	NRA	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	12000	NRA	Slam	07.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<5000	Bekkelaget	Slam	11.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<5000	Bekkelaget	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<5000	VEAS	Slam	04.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<5000	VEAS	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	23000	TAU	Slam	31.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	63000	TAU	Slam	17.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	70000	Remmendalen	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<5000	Solumstrand	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	16	Bekkelaget	Innløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<0,0002	Bekkelaget	Utløp	13.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	15	Bekkelaget	Innløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	Bekkelaget	Utløp	27.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	10	Solumstrand	Innløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	8,9	Solumstrand	Utløp	16.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	9	Solumstrand	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	6,6	Solumstrand	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	21	Remmendalen	Innløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	4,2	Remmendalen	Utløp	22.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	9,7	TAU	Innløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	11	TAU	Utløp	23.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<15	TAU	Innløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	4,9	TAU	Utløp	19.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	6,2	VEAS	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	2	VEAS	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	4,9	VEAS	Innløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	1,4	VEAS	Utløp	26.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	10	NRA	Innløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	3,1	NRA	Utløp	06.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	3500	NRA	Slam	07.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	<3000	Bekkelaget	Slam	11.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	6100	Bekkelaget	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	3300	VEAS	Slam	04.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	1200	VEAS	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	1200	TAU	Slam	31.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	5900	TAU	Slam	17.10.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	840	Remmendalen	Slam	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/g	<2000	Solumstrand	Slam	15.11.2005
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	21	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	478	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	623	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	496	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	684	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	416	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	689	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l		VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	427	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	311	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	372	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1064	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	1539	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	772	VEAS	Utløp	20.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	20	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	263	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	233	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	8	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	324	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	287	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	5	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	266	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	368	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	6	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l		VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	203	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	123	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	162	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	809	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	390	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Diklofenak	Legemidler	ng/l	285	VEAS	Utløp	20.09.2006

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	13	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	882	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	334	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	271	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	13	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l		VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	40	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	33	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	193	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	619	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	17	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	544	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	6	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/g	17	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	794	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	41	VEAS	Utløp	20.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	7	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	24	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	5	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	<0,5	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	10	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	<0,5	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	12	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	1	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	7	VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	<0,5	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	<0,5	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	39	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<12	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/g	2	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	44	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Østradiol	Legemidler	ng/l	<3	VEAS	Utløp	20.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	09.08.2006

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<15	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/g	<0,1	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	<0,3	VEAS	Utløp	20.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	2775	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	1240	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	62	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	683	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	25	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	116	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	75	VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	<2	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	53	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	245	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	2401	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	<2	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	454	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	1260	VEAS	Utløp	20.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	7241	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	4294	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	97470	VEAS	Slam	16.08.2006

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	37683	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	742	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	6749	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	5024	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	4015	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<2	VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/g	26600	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	5876	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	<38	VEAS	Utløp	20.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	09.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	211	VEAS	Innløp	09.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	114	VEAS	Utløp	09.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	171	VEAS	Slam	16.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Innløp	16.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	211	VEAS	Utløp	16.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	23.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Innløp	23.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Utløp	23.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	30.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Innløp	30.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Utløp	30.08.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	06.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	80	VEAS	Innløp	06.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Utløp	06.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	10	VEAS	Slam	13.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	391	VEAS	Innløp	13.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l		VEAS	Utløp	13.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/g	<4	VEAS	Slam	20.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	182	VEAS	Innløp	20.09.2006
MDir (2007)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	<4	VEAS	Utløp	20.09.2006

14. Vedlegg 2: MF og legemidler målt i overflatevann og sedimenter

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Indre Oslofjord	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	0,25	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	0,11	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Øyeren hovedbasseng	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	0,22	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	ng/l	< 0,2	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Overflatevann	28.10.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	0,17	Indre Oslofjord	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	0,68	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Drammen. Stasjon ved bybrua	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	0,1	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Sediment	25.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Drammen. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,2	Tønsberg. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	1,3	"Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Øyeren hovedbasseng	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	0,37	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Østradiol	Legemidler	µg/kg	0,16	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	< 20	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	< 0,04	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Overflatevann	28.10.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	140	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	36	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	ng/l	< 20	Øyeren hovedbasseng	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Indre Oslofjord	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	2,8	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Tønsberg. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 4	"Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Sediment	25.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Drammen. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Drammen. Stasjon ved bybrua	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ibuprofen	Legemidler	µg/kg	< 2	Øyeren hovedbasseng	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Overflatevann	28.10.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	ng/l	< 20	Øyeren hovedbasseng	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjord	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Tønsberg. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	"Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Sediment	25.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Drammen. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Drammen. Stasjon ved bybrua	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1	Øyeren hovedbasseng	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Overflatevann	28.10.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	< 20	Øyeren hovedbasseng	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjord	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	1,2	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	Tønsberg. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	1,8	"Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Sediment	25.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	Drammen. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	Drammen. Stasjon ved bybrua	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	2,3	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	< 1	Øyeren hovedbasseng	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	Indre Oslofjord	Overflatevann	28.09.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Overflatevann	28.10.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	ng/l	< 50	Øyeren hovedbasseng	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	Indre Oslofjord	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	Tønsberg. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	30	"Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Sediment	25.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	Drammen. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	< 10	Drammen. Stasjon ved bybrua	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	130	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Ciprofloxacin	Legemidler	µg/kg	13	Øyeren hovedbasseng	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Indre Oslofjord	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,2	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Overflatevann	28.10.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Overflatevann	28.09.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Overflatevann	04.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	ng/l	< 0,1	Øyeren hovedbasseng	Overflatevann	04.11.2005

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Indre Oslofjord	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,2	Indre Oslofjord ved utslipp til VEAS	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Indre Oslofjord ved utslipp til Bekkelaget	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	"Tønsberg TAU. Ved utslippet til TAU renseanlegg"	Sediment	05.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Tønsberg. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	"Unnebergbekken. Ved utslippet til Rokke avfallsanlegg"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	"Halden Remmendalen. Ved utslippet til Renseanlegget Remmendalen"	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,2	"Drammen Solumstrand. Ved utslippet fra Solumstrand renseanlegg"	Sediment	25.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,2	Drammen. Referansestasjon	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Drammen. Stasjon ved bybrua	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,1	Nitelva. Ved utslippet til RA-2	Sediment	15.11.2005
MDir (2006a)	Etinyløstradiol	Legemidler	µg/kg	< 0,4	Øyeren hovedbasseng	Sediment	15.11.2005
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	951	Mjøsa	Overflatevann	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	1560	Mjøsa	Overflatevann	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<200	Mjøsa	Overflatevann	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<200	Mjøsa	Overflatevann	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	398	Mjøsa	Overflatevann	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<200	Mjøsa	Sediment	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<200	Mjøsa	Sediment	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<200	Mjøsa	Sediment	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<200	Mjøsa	Sediment	25.05.2015
MDir (2017b)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<200	Mjøsa	Sediment	25.05.2015
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 0,9	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1,1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 0,83	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1,1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 0,94	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 0,96	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 0,9	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	< 0,97	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 1,8	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,3	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 1,9	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,6	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,5	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 1,7	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,3	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 1,7	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,4	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,4	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,7	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,6	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,7	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,8	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,8	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,7	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,8	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 1,8	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 1,7	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,2	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,2	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	< 2,1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 0,85	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 0,94	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 0,79	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 0,95	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	< 0,98	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 0,88	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 0,99	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,1	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,4	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1,3	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 1	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	< 0,89	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,6	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,9	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,8	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,9	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,9	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,5	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,6	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	< 1,2	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,43	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,5	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,46	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,44	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	0,51	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,42	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	0,96	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,51	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,55	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,52	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,65	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	< 0,59	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOA	PFAS	µg/kg	0,51	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	0,9	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	0,72	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	1,8	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	1,2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	1,4	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	0,68	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	3,2	Indre Oslofjorden	Sediment	25.08.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	0,64	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	< 0,63	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	< 0,58	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	< 0,63	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	< 0,53	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2017a)	PFOS	PFAS	µg/kg	1,2	Mjøsa	Sediment	12.09.2016
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	<1	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	<0,4	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	<0,22	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	1,2	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	4	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	µg/kg	0,39	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,3	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	O Desmetylenlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,25	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	1,2	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	<0,2	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Pentabromdifenyleter (BDE-99)	Bromerte flamme-hemmere	µg/kg	<0,5	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	6,4	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Tetrabromobisphenol A	Bisfenoler	µg/kg	<10	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Dekametylsyklopentasiloksan (D5)	Siloksaner	µg/kg	710	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	µg/kg	<1,0	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	µg/kg	<1,0	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	µg/kg	1,1	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	µg/kg	2,2	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	µg/kg	2,9	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	µg/kg	2,9	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	µg/kg	<1,0	Indre Oslofjorden	Sediment	30.08.2017
MDir (2018a)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	<0,46	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	<0,74	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	0,46	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	2,4	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	4,6	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Citalopram	Legemidler	µg/kg	0,3	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Venlafaksin	Legemidler	µg/kg	0,49	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	O Desmetylenlafaksin	Legemidler	µg/kg	0,58	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	2,5	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	<0,17	Mjøsa	Sediment	08.08.2017

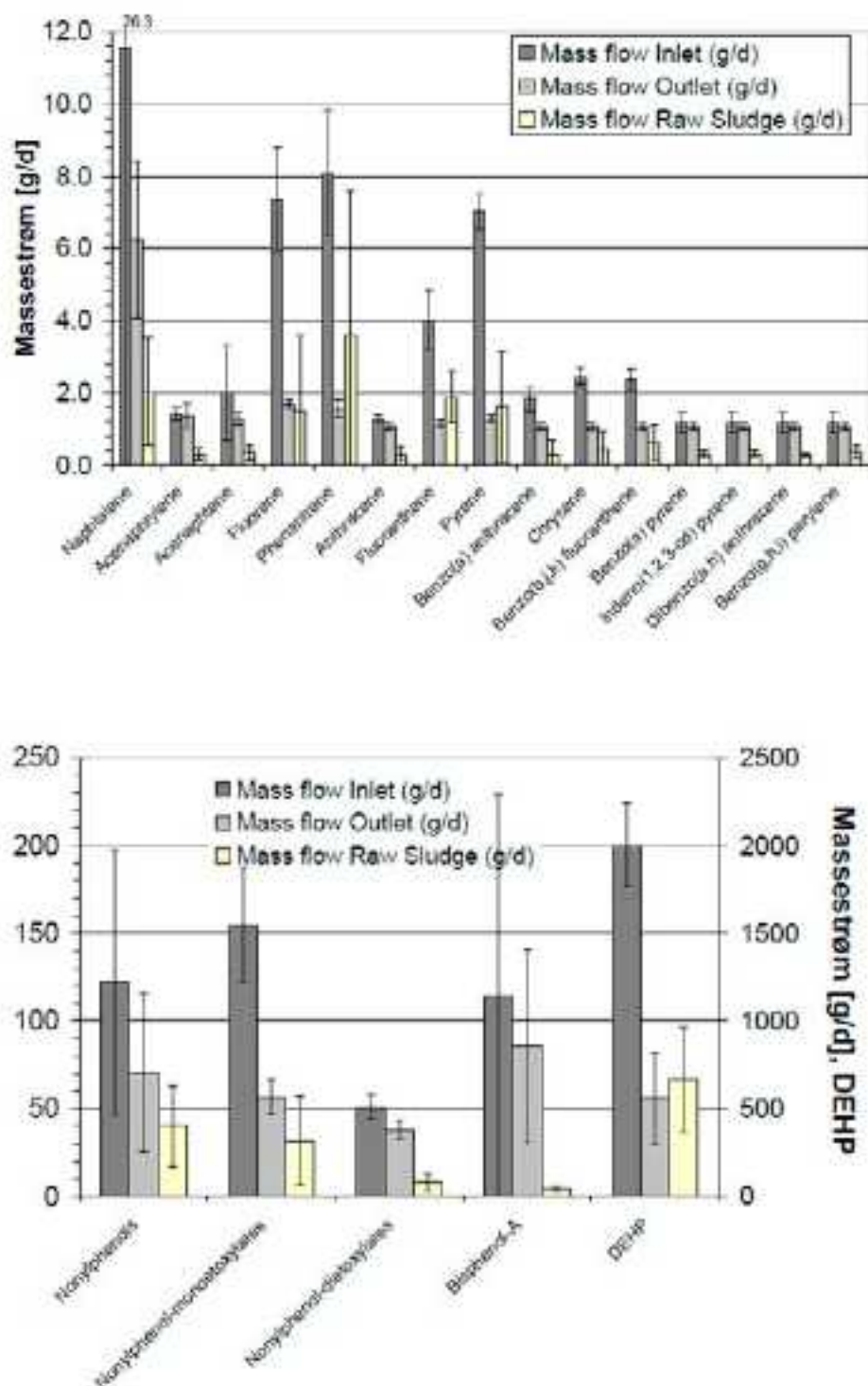
Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2018a)	Pentabromdifenyleter (BDE-99)	Bromerte flamme-hemmere	µg/kg	<0,5	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	1,6	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Tetrabromobisphenol A	Bisfenoler	µg/kg	<17	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	Dekametylsyklopentasiloksan (D5)	Siloksaner	µg/kg	<20	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 28	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 52	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 101	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 118	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 138	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 153	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2018a)	PCB 180	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	08.08.2017
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	<5,2	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	<0,49	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	<0,91	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	0,38	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	0,52	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	<1,8	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,024	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	O Desmetylenlafaksin	Legemidler	µg/kg	0,62	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	<1,1	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	µg/kg	14	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	µg/kg	<2,4	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	µg/kg	<5,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Benzo(a)pyren	PAH	µg/kg	11	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	µg/kg	24	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	µg/kg	8,9	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP)	Ftalater	µg/kg	<100	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<20	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	13.06.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	<5,9	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	<0,58	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	<0,79	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	<0,19	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	<0,27	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	<2,7	Mjøsa	Sediment	01.07.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,023	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	O Desmetylenlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,2	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	<1,3	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	µg/kg	9,3	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	µg/kg	<2,6	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	µg/kg	<5,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	µg/kg	<10	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	µg/kg	22	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Naftthalen1	PAH	µg/kg	8	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP)	Ftalater	µg/kg	<100	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<20	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	<8,8	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	<0,82	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	<1,4	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	<0,3	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	<0,4	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	<2,9	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,044	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	O Desmetylenlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,39	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	<2	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	µg/kg	140	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	µg/kg	<2,8	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	µg/kg	<5,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	µg/kg	<10	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	µg/kg	<5,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Naftthalen1	PAH	µg/kg	<5,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP)	Ftalater	µg/kg	<100	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<20	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Diklofenak	Legemidler	µg/kg	<8,1	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Clarithromycin	Legemidler	µg/kg	<0,74	Mjøsa	Sediment	01.07.2019

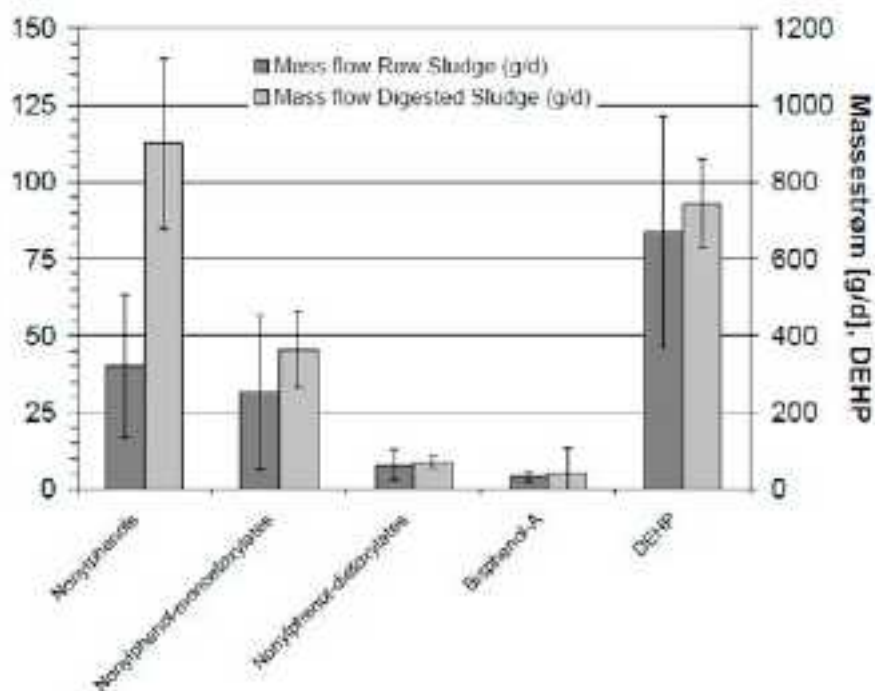
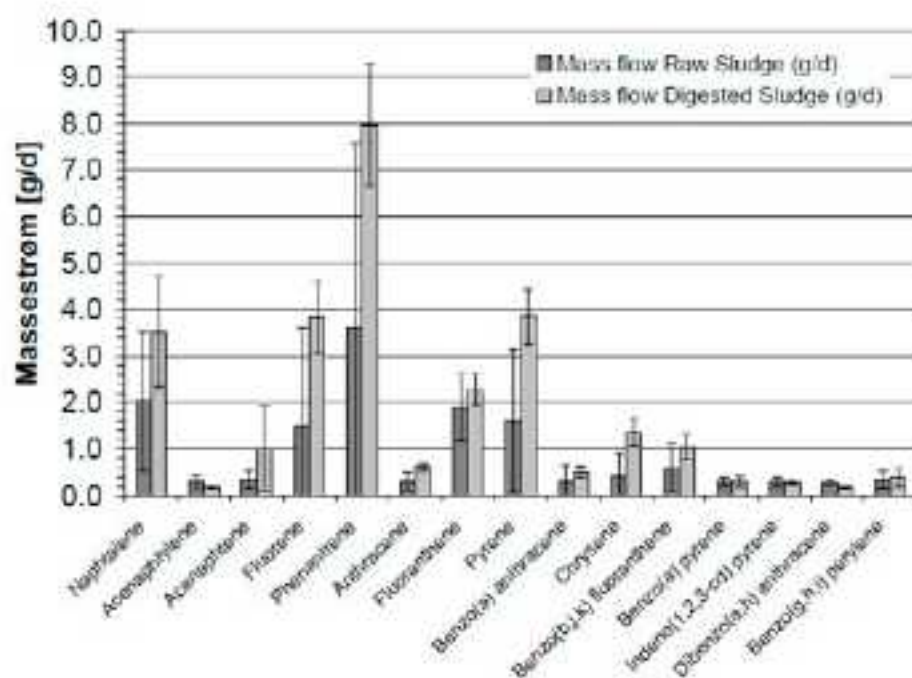
Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	µg/kg	<1,1	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	µg/kg	<0,24	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	µg/kg	<0,36	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	µg/kg	<3,3	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Venlafaksin	Legemidler	µg/kg	0,041	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	O Desmetylvenlafaksin	Legemidler	µg/kg	<0,28	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	µg/kg	<1,7	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Metformin	Legemidler	µg/kg	<7,4	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	µg/kg	<2,6	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	<0,49	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	<0,58	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	<0,82	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Sulfametoksasol	Legemidler	µg/kg	<0,74	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	µg/kg	<5,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Benzo(a)pyren	PAH	µg/kg	11	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	µg/kg	26	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	µg/kg	6,6	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP)	Ftalater	µg/kg	<100	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	µg/kg	<20	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	µg/kg	<1,0	Mjøsa	Sediment	01.07.2019
MDir (2021)	Diclofenac	Legemidler	ng/l	65	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Clarithromycin	Legemidler	ng/l	0,31	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Trimetoprim	Legemidler	ng/l	<0,20	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Tramadol	Legemidler	ng/l	4,6	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Carbamazepine	Legemidler	ng/l	4,2	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Oxazepam	Legemidler	ng/l	3,3	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Venlafaxine	Legemidler	ng/l	2,6	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	O-Desmethylvenlafaxine	Legemidler	ng/l	3	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Metoprolol	Legemidler	ng/l	8,7	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Metformine	Legemidler	ng/l	6,5	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Guanylurea	Legemidler	ng/l	<0,22	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Bisfenol A	Bisfenoler	ng/l	<20	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 28	PCB7	ng/l	<0,5	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 52	PCB7	ng/l	<0,5	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 101	PCB7	ng/l	0,8	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 118	PCB7	ng/l	<0,5	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 138	PCB7	ng/l	3,1	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	PCB 153	PCB7	ng/l	4,2	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019

Undersøkelse	Navn	Stoffgruppe	Enhet	Verdi	Anlegg	Posisjon	Dato start
MDir (2021)	PCB 180	PCB7	ng/l	2,6	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Benso(a)pyren	PAH	ng/l	<10,0	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Nafthalen1	PAH	ng/l	61	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP)	Ftalater	ng/l	2	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Antracen	PAH	ng/l	10	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019
MDir (2021)	Fluoranten	PAH	ng/l	31	Mjøsa	Pass. prøvetak.	13.06.2019

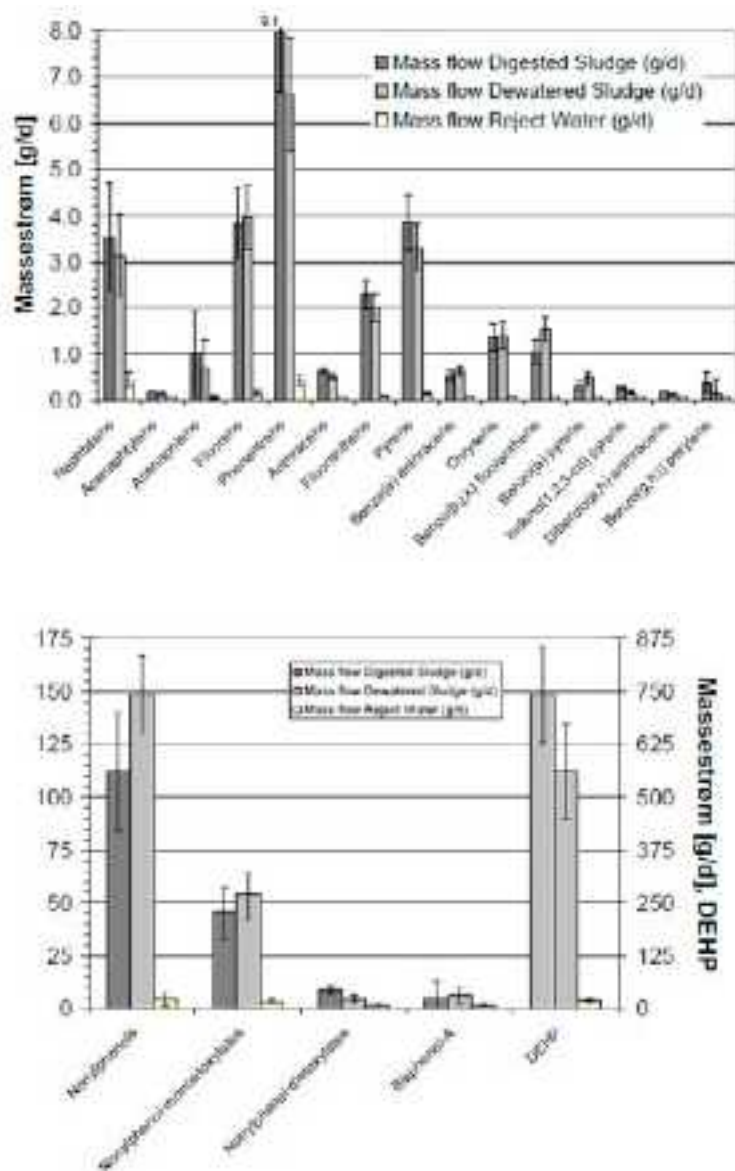
15. Vedlegg 3: MF i Bore, SNJ og Vik avløpsrense-anlegg i Rogaland



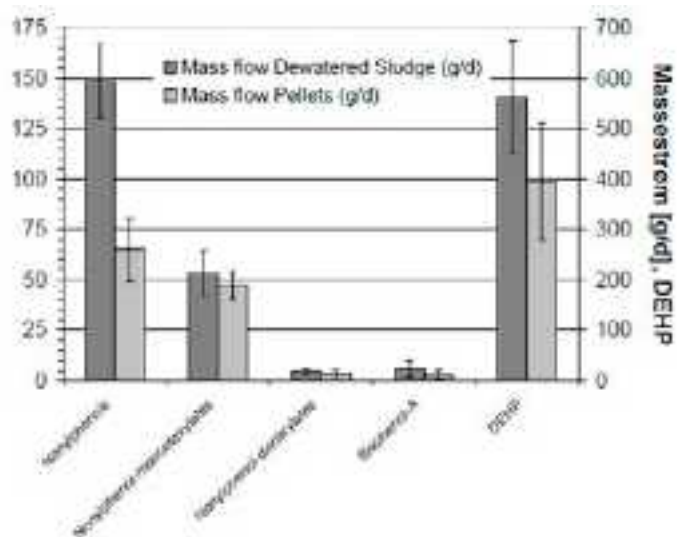
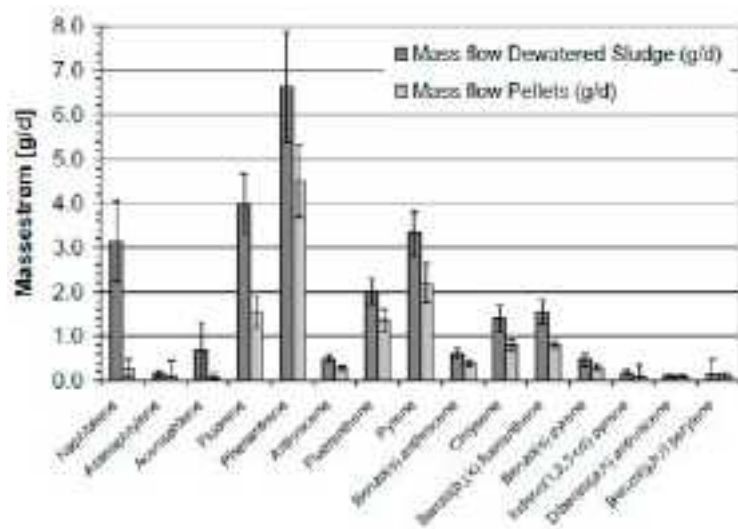
Figur 77. Massestrømmer (g/d) inn og ut og i råslam fra SNJ (primærfellingsanlegg) for hver enkelt PAH forbindelse, de ulike nonylfenolene, Bisfenol A og DEHP (fra Kommedal et al, 2008)



Figur 78. Massestrømmer av MF i slam inn og ut av råtnetanken (fra Kommedal et al, 2008)



Figur 79. Massestrømmer av MF i slam inn og ut av sentrifuge (avvanning) og i rejeftvann (fra Kommedal et al, 2008)



Figur 80. Massestrømmer av MF i slam inn og ut av tørkeprosessen (pelletering) (fra Kommedal et al, 2008)

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2022	274	Korrosjonsbeskyttelse – erfaring og ny kunnskap	2017	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser	2010	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
	273	Veileder i samfunnsøkonomiske analyser for vannbransjen		228	Tilførsel av industrielt avløpsvann		180	Fjernavlesning av vannmålere
	272	Sikker utforming av åpne overvannsløsninger		227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg		179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	271	Åpen fordryning - Etablering av anlegg for permanente og midlertidige vannspeil med dybde over 20 cm		226	Tømming av slam		B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	270	Helsemessig sikker drift av vannledningsnett – prosedyrer og anbefalinger		225	Trykkavløp i spredtbygde og urbane strøk		B15	Vannforskriktens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
	269	Risikovurdering av bergsprengte drikkevannsmagasiner		224	Eierskap til stikkledninger		C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
	268	PFAS i råvann og drikkevann fra Norge	2016	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016 – 2040	2009	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
2021	267	Veiledning for utarbeidelse av kommunale forskrifter på avløpsområdet		222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett		177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
	266	Vannbransjens erfaringer med kommunesammenslåinger		221	Smart ledningsfornylelse – bruk av NoDig-metoder		176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
	265	MEMiNOR: Membranfiltrering for fjerning av Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann		B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk		175	Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan, E-læring og samlinger
	264	Alternativ til akkreditert prøvetaking		B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk		174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
	263	Trykkoptimalisering på vannledningsnett – beste praksis		220	Kritiske ledninger for vann og avløp – klassifisering og tiltaksvurdering		173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
	262	Undersøkelser som grunnlag for valg av avløpsløsning		219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen		B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt
	261	Omfyllingsmasser		218	Vann til brannslukking og sprinkleranlegg		B13	Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
2020	260	Innovative anskaffelser i vannbransjen	2015	217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov	2008	172	Trykktap i avløpsnett
	259	Kommunalt finansieringsbehov i vannbransjen 2021 – 2040		215	Tilbakestrømssikring – veiledning til vannverkseiere		171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	258	Rekutteringsbehov i vannbransjen – status og prognoser 2020 – 2050		214	Forslag til ny sektorlov for vanttjenester		170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
	257	Etablering og drift av mindre avløpsanlegg		213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen		169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	256	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg		212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg		168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	255	Bærekraftig fremmedvannsandel – Modell for vurdering av riktig nivå		211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann		167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	254	Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder		210	Veiledning for praktisering av selvkost		166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske rensanlegg
2019	B26	Kunnskapsbehov innen overvann og klimatilpasning	2014	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse	2007	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
	B25	Forprosjekt – Digital Vannstatistikk		208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg		B12	Drikkevann i media
	253	Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord		207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming		164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	252	Kummer – Klassifisering og tilstandsvurdering		206	Biostabilitet i drikkevannsnett		163	Veiledning for innhentning og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	B24	Primærrens – Status og renses effekter 10 år etter		205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene		162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
	C14	Bærekraftig fornyelse av ledningsnett		204	Åpne flomveier i bebygde områder		161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
	251	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen		203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanter		160	Driftserfaringer med membranfiltrering
2018	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder	2013	202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline	2006	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
	249	Veiledning i nød vannforsyning		201	Anskaffelser i vannbransjen		158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	B23	Evaluerings av Norsk Vanns prosjektsystem		200	Håndtering av overvann fra urbane veger		B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge		199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse		B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen		198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13		B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land		197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø		C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen
	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer	2012	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer	2005	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
2017	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsplan for drikkevann		195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg		156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur		B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem		155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale		B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon		154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water		B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren		153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann		194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg		152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker		193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem		151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå		192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken	2004	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
2016	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester	2011	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning		B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter		190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer		B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	236	Akseptkriterier – Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon		188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg		149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
	235	Dataflyt		C8	Omdømmeplattform og -strategi		148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp		187	Kommunalt overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak		147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer		186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak		146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?		185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag	2003	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
2015	231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region		184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde		B5	Utslipp fra bilvaskehaller
	230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann		183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri			
				182	Prøvetaking av avløpsvann og slam			



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no