

Norsk Vann

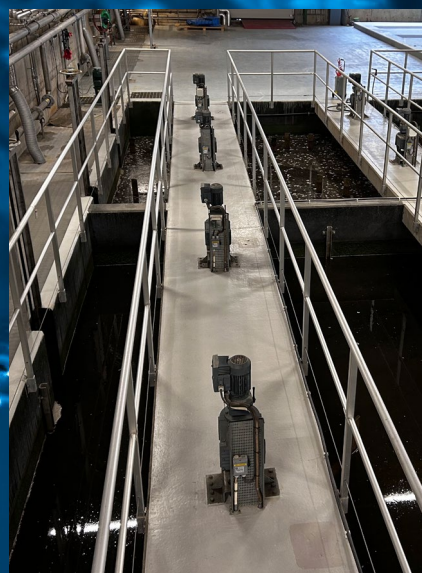
Rapport



304 | 2026

Legemidler og PFAS i norsk avløpsvann

- Kunnskapsgrunnlag for vurdering av mikroforurensninger
og kommende krav til kvartær rensing



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



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



Prosjektresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjektresultatene 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

I revidert avløpsdirektiv innføres krav til avansert rensing av legemidler og mikroforurensninger. Som en del av arbeidet med å forberede dette, ble det i perioden 2024-2025 gjennomført ca 150 analyser av legemidler og PFAS i innløps- og utløpsprøver av avløpsvann fra 13 norske renseanlegg. Dette utgjør de største renseanleggene i Norge, med en størrelse over eller i nærheten av 150 000 personekvivalenter (pe), som er de anlegg som i første omgang vil få krav om kvartærrensing som følge av det reviderte direktivet.

De deltakende anleggene har vært Bekkelaget renseanlegg, Hias, IVAR (Grødal og Sentralrenseanlegg Nord-Jæren), Bergen kommune (Holen og Flesland renseanlegg), NRVA, Veas, Solumstrand renseanlegg, Trondheim kommune (Høvringen og Ladehammeren renseanlegg), Kristiansand kommune (Odderøya renseanlegg) og Tønsberg renseanlegg. Disse anleggene representerer ulike størrelser, renseprosesser og resipienttyper (kystvann og innlandsvann).

Resultatene viser at legemidler forekommer i alle undersøkte innløpsprøver. Flere persistente legemidler, som diklofenak og karbamazepin, viser begrenset reduksjon i konvensjonelle renseprosesser. For de indikatorstoffene som inngår i det reviderte avløpsdirektivet, ligger beregnet middelrensegrad gjennomgående under kravet på 80 %.

PFAS påvises i både innløp og utløp ved samtlige undersøkte anlegg. Renseeffekten er generelt svært begrenset, i tråd med forventningene for denne persistente stoffgruppen.

Norsk Vann BA

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

Rapportens tittel

Legemidler og PFAS i norsk avløpsvann

- Kunnskapsgrunnlag for vurdering av mikroforurensninger og kommende krav til kvartær rensing

Forfattere:

Christian Baresel (IVL),
Malcolm Reid (NIVA),
Arne Haarr og
Ingun Tryland (Norsk vann)

Rapportnummer: 304/2026

For Norsk Vann rapporter, A-serien:

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

ISBN 978-82-414-0510-5

Emneord, norsk

Legemidler, PFAS, mikroforurensninger,
kvartærrensing, avløpsvann

Emneord, engelsk

Pharmaceuticals, PFAS, micropollutants,
quaternary treatment, wastewater

Forord

I revidert avløpsdirektiv innføres et nytt krav til avansert rensing av legemidler og mikroforurensninger. Som en del av arbeidet med å forberede dette, inviterte Norsk Vann de største rensanleggene i Norge, med en størrelse over eller i nærheten av 150 000 personekvivalenter (pe), som er de anlegg som i første omgang vil få krav om kvartærrensing som følge av det reviderte direktivet, til å delta i et felles prosjekt som i første omgang skulle omfatte en felles kartlegging av legemidler og PFAS i avløpsvann. Anlegg i tettbebyggelser større enn 10.000 pe kan også få samme krav, etter en risikovurdering som myndighetene er ansvarlig for. De deltakende anleggene har vært Bekkelaget rensanlegg, Hias, IVAR (Grødalaland og Sentralrenseanlegg Nord-Jæren), Bergen kommune (Holen og Flesland rensanlegg), NRVA, Veas, Solumstrand rensanlegg, Trondheim kommune (Høvringen og Ladehammeren rensanlegg), Kristiansand kommune (Odderøya rensanlegg) og Tønsberg rensanlegg.

Det finnes fra før ingen erfaringer med slik avansert behandling av avløpsvann i Norge, og for å lykkes med dette på en kostnadseffektiv måte kreves det mye forberedelser og kunnskap.

For å få mer kunnskap om dette har Norsk Vann engasjert en av de fremste ekspertene i Sverige, Christian Baresel fra IVL Svenska Miljöinstitutet. I tillegg har vi samarbeidet tett med NIVA, ved Malcolm Reid og Ian Allan, som har opparbeidet prøver og utført de kjemiske analysene.

Det er i perioden 2024-2025 gjennomført til sammen 6 prøvetakingsrunder, med ca 150 analyser av innløp og utløp. De deltakende anlegg har selv dekket kostnader med analysene, mens Norsk Vann har dekket kostnader til konsulenthjelp og denne rapporten.

Miljødirektoratet ved Rita Vigdis Hansen har bidratt med verdifull innsikt og innspill underveis i arbeidet, det samme har kollega Ingun Tryland.

Vi håper og tror at denne rapporten vil utgjøre et viktig kunnskapsgrunnlag for det videre arbeid med kvartærrensing av avløpsvann i Norge.

Takk til alle som har bidratt!

Oslo, 25. mars 2026

Arne Haarr

Prosjektleder Norsk Vann



Sammendrag

Det reviderte avløpsdirektivet fra EU innebærer nye og skjerpede krav til håndtering av organiske mikroforurensninger i kommunalt avløpsvann. For første gang innføres det krav om kvartær rensing for utvalgte renseanlegg, basert på anleggsstørrelse og risikovurdering. I denne sammenheng er det behov for et oppdatert kunnskapsgrunnlag om forekomst og renseeffekt for sentrale mikroforurensninger i norske renseanlegg.

Denne rapporten sammenfatter resultater fra en nasjonal kartlegging av utvalgte legemidler og per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) i innløps- og utløpsvann ved 13 norske avløpsrenseanlegg. Anleggene representerer ulike størrelser, renseprosesser og resipienttyper, der 11 av anleggene slipper ut til kystvann, resten til innlandsvann.

Resultatene viser at legemidler forekommer i alle undersøkte innløpsprøver. Paracetamol forekommer i klart høyest konsentrasjoner, men fjernes effektivt i anlegg med biologisk rensing. Flere persistente legemidler, som diklofenak og karbamazepin, viser derimot begrenset reduksjon i konvensjonelle renseprosesser. For de indikatorstoffene som inngår i det reviderte avløpsdirektivet, ligger beregnet middelrensegrad gjennomgående under kravet på 80 %.

PFAS påvises i både innløp og utløp ved samtlige undersøkte anlegg. Renseeffekten er generelt svært begrenset, i tråd med forventningene for denne persistente stoffgruppen. Enkelte forbindelser fjernes ved partikkelbinding og slamavskilling, men de fleste PFAS videreføres til resipient. Utløpskonsentrasjonene av enkelte PFAS-sumparametere ligger i samme størrelsesorden som foreslåtte miljøkvalitetsnormer (EQS), noe som kan være relevant i en framtidig risikovurdering.

Studien viser betydelig variasjon mellom anlegg, blant annet knyttet til renseprosess, hydraulisk oppholdstid, andel fremmedvann og tilknyttede virksomheter. Samtidig er datagrunnlaget begrenset i tid, og resultatene må tolkes som indikative.

Fra et norsk perspektiv er det viktig å merke seg at hoveddelen av rensert avløpsvann fra større anlegg slippes til kystvann med relativt stor fortynningsevne. Dette skiller Norge fra mange europeiske land der utslipp skjer til mindre og mer sårbare ferskvannsresipienter. Resultatene for legemidler er delvis betydelig lavere i norsk avløpsvann enn for svenske renseanlegg. For flere PFAS er gjennomsnittlige innløpskonsentrasjoner vesentlig lavere i norsk avløpsvann sammenlignet med svenske renseanlegg. Her må likevel bemerkes at datagrunnlaget for svenske renseanlegg omfatter betydelig flere prøver, fra flere anlegg og over flere år. Samtidig finnes det også i Norge mindre og mellomstore anlegg med utslipp til sårbare vannforekomster, der lokale effekter kan være mer fremtredende.

Rapporten gir et første samlet kunnskapsgrunnlag for forekomst av legemidler og PFAS i norske renseanlegg. Resultatene viser behov for mer systematisk og harmonisert overvåking, inkludert bedre dokumentasjon av vannføring og driftsforhold ved prøvetaking, for å kunne gjennomføre robuste risikovurderinger og vurdere behovet for kvartær rensing.

Kunnskapsgrunnlaget vil være viktig i det videre arbeidet med implementering av revidert avløpsdirektiv i norsk regelverk og i planleggingen av framtidige investeringer i avansert renseteknologi.

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@norsk vann.no

Website: www.norsk vann.no

Report no: 304 - 2026

Report title: Pharmaceuticals and PFAS in Norwegian Wastewater
- Knowledge Base for Assessing Micropollutants and Upcoming
Requirements for Quaternary Treatment.

Date of issue: April 2026

Authors: Christian Baresel (IVL), Malcolm Reid (NIVA), Arne Haarr and Ingun Tryland (Norsk vann)

Summary

The revised Urban Wastewater Treatment Directive (UWWTD) introduces new and more stringent requirements for the management of organic micropollutants in municipal wastewater. For the first time, quaternary treatment requirements are established for selected wastewater treatment plants (WWTPs), based on plant size and risk assessment criteria. In this context, there is a need for updated knowledge on the occurrence and removal efficiency of key micropollutants in Norwegian wastewater treatment plants.

This report presents results from a national screening study of selected pharmaceuticals and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in influent and effluent wastewater at 13 Norwegian WWTPs. The plants represent different sizes, treatment technologies and receiving water types (coastal and inland waters).

The results show that pharmaceuticals are present in all analysed influent samples. Paracetamol occurs at the highest concentrations but is efficiently removed in plants with biological treatment. More persistent compounds, such as diclofenac and carbamazepine, show limited reduction in conventional treatment processes. For the indicator substances included in the revised directive, the calculated average removal efficiencies are generally below the required 80%.

PFAS were detected in both influent and effluent at all investigated plants. Overall removal efficiency is low, consistent with expectations for this highly persistent group of substances. Some compounds are partly removed through sorption to sludge, but most PFAS are discharged to receiving waters. Effluent concentrations of certain PFAS sum parameters are in the same order of magnitude as proposed Environmental Quality Standards (EQS), which may be relevant in future risk assessments.

The study demonstrates significant variation between treatment plants, related to treatment processes, hydraulic retention time, proportion of infiltration water and contributions from connected activities. However, the data set is limited in time and should therefore be considered indicative.

From a Norwegian perspective, it is important to note that most treated wastewater from large WWTPs is discharged to coastal waters with relatively high dilution capacity. This differs from many European countries where discharges often occur to smaller and more sensitive freshwater bodies. The results for pharmaceuticals are in some cases significantly lower in Norwegian wastewater than for Swedish treatment plants. For several PFAS, average inlet concentrations are significantly lower in Norwegian wastewater compared to Swedish treatment plants. However, it must be noted that the data base for Swedish treatment plants includes significantly more samples, from more plants and over more years. Nevertheless, Norway also has smaller and medium-sized plants discharging to vulnerable water bodies, where local impacts may be more pronounced.

The report provides an initial national knowledge base on the occurrence of pharmaceuticals and PFAS in Norwegian wastewater treatment plants. The results highlight the need for more systematic and harmonised monitoring, including improved documentation of flow conditions and operational parameters during sampling, in order to support robust risk assessments and informed decisions regarding advanced treatment implementation.

This knowledge base will be important for the forthcoming implementation of the revised Urban Wastewater Directive into Norwegian legislation and for planning future investments in advanced wastewater treatment technologies.

Innhold

Contents

1. Prosjektinnhold	9	3.5. Anleggsspesifikke resultater	39
1.1. Legemidler og PFAS i miljøet	9	3.5.1. Overordnede resultater og trender for samtlige anlegg	39
1.2. Kommende regelverk for organiske mikroforurensninger	9	3.5.2. Veas renseanlegg	40
1.2.1. Det reviderte avløpsdirektivet	10	3.5.3. Hias renseanlegg	44
1.2.2. Prioriterte stoffer (prioritetsstoffdirektivet)	11	3.5.4. Bekkelaget renseanlegg	47
1.2.3. Norgesspesifikke påvirkningsfaktorer og usikkerheter	12	3.5.5. IVAR renseanlegg Grødalaland og sentralrenseanlegg Nord-Jæren	51
1.3. Formål og problemstilling	13	3.5.6. Holen og Flesland renseanlegg i Bergen kommune	55
1.4. Begrensninger i studien	14	3.5.7. Høvringen og Ladehammeren renseanlegg i Trondheim kommune	59
2. Metode og gjennomføring	15	3.5.8. Solumstrand renseanlegg i Drammen kommune	63
2.1. Deltakende renseanlegg	15	3.5.9. Odderøya renseanlegg i Kristiansand kommune	66
2.2. Undersøkte mikroforurensninger	17	3.5.10. NRVA renseanlegg i Lillestrøm	70
2.2.1. Legemidler og metylbenzotriazol	17	3.5.11. Tønsberg renseanlegg	72
2.2.2. Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)	18	3.6. Øvrige diskusjonspunkter	75
2.3. Prøvetakning	21	4. Konklusjoner og anbefalinger	77
2.4. Analyse	22	4.1. Overordnede konklusjoner	77
2.4.1. Legemidler og metylbenzotriazol	22	4.2. Anleggsspesifikke funn	77
2.4.2. Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)	22	4.3. Anbefalinger for videre arbeid	77
2.5. Usikkerheter	23	5. Referanser	79
3. Resultater og diskusjon	24	6. Vedlegg: Analyseresultat	80
3.1. Legemidler og metylbenzotriazol	24	Tidligere utgitte rapporter	106
3.2. Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)	27		
3.3. Sammenligning med svenske renseanlegg	29		
3.4. Relaterte undersøkelser	31		
3.4.1. Vannføringens betydning for analyseresultater og massestrøm	31		
3.4.2. Påvirkning av prøvetype på analyseresultat ved Veas renseanlegg	35		
3.4.3. Påvirkning av enkeltstående rensetrinn (ekstra prøver ved Veas)	37		
3.4.4. Resipientprøver ved NRVA renseanlegg i Lillestrøm	38		

1. Prosjektinnhold

1.1. Legemidler og PFAS i miljøet

Legemidler er en sentral del av moderne helsevesen og bidrar i stor grad til bedre folkehelse. Samtidig representerer utslipp av legemiddelrester til miljøet en økende utfordring for vannmiljøet. De legemiddelrestene som påvises i avløpsvann stammer i hovedsak fra utskillelse etter menneskelig bruk og metabolisme, og ikke primært fra feilaktig avhending av ubrukte legemidler. Legemidler er utviklet for å gi biologisk effekt ved lave konsentrasjoner, og selv små mengder i miljøet kan påvirke akvatiske organismer. Mange legemiddelstoffer er også kjemisk stabile og brytes langsomt ned, noe som bidrar til langvarig tilstedeværelse i naturen (Grung et al., 2025; Hagesæther et al., 2025; Thomas et al., 2016).

Konvensjonelle kommunale avløpsrensaneanlegg er ikke tilpasset fjerning av legemidler og andre organiske mikroforurensninger. Ved kontinuerlige utslipp kan dette føre til akkumulering i resipienter og langtidseksponering for organismer i fersk- og kystvann. Antibiotika er av særlig bekymring, da utslipp kan bidra til utvikling og spredning av antibiotikaresistens. I tillegg forekommer legemidler ofte som komplekse blandinger, der kombinerte effekter (cocktaileffekter) kan gi økt miljøpåvirkning (Gullberg et al., 2011).

Per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS) utgjør en stor gruppe persistente, menneskeskapt kjemikalier som har vært brukt i en rekke produkter og industrielle anvendelser på grunn av deres vann-, fett- og smussavvisende egenskaper. PFAS er svært lite nedbrytbare og finnes i dag spredt i hele miljøet, inkludert i overflatevann, grunnvann og drikkevannskilder, samt i næringsmidler som fisk, egg og frukt (Miljødirektoratet, 2025)

I Norge har PFAS fått økende oppmerksomhet de siste årene, særlig knyttet til forurensning av drikkevann og behovet for strengere regulering og tiltak. Norge har derfor, i likhet med Sverige, innført en egen nasjonal grenseverdi for sum av 4 PFAS i drikkevann. Miljødirektoratet og Mattilsynet har pekt på PFAS som en prioritert gruppe miljøgifter, og Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM) har vurdert helserisiko knyttet til eksponering via drikkevann (Mattilsynet, 2026; Vitenskapskomiteen for mat og miljø, 2023). Internasjonalt regnes PFAS i dag som en av de mest krevende utfordringene for fremtidig vann- og avløpsforvaltning, både når det gjelder kildekontroll, overvåking og renseteknologi.

Samlet sett viser både legemidler og PFAS behovet for videreutvikling av regelverk, overvåkingsprogrammer og avanserte renseløsninger for å beskytte vannmiljøet og sikre trygge drikkevannskilder og trygg matproduksjon i et langsiktig perspektiv. Det er samtidig viktig å vurdere fjerning av legemidler og andre organiske mikroforurensninger i en norsk kontekst. I Norge går hoveddelen av rensed avløpsvann fra større rensaneanlegg til kystvann, og direkte påvirkning på drikkevannskilder er derfor begrenset. Målte nivåer av PFAS i råvann som brukes til drikkevannproduksjon er generelt lave ved de fleste norske vannverk som har gjennomført slike analyser, inkludert ved vannverk som tar råvann fra Mjøsa og Glomma (Grung et al., 2022).

1.2. Kommende regelverk for organiske mikroforurensninger

Regelverket for organiske mikroforurensninger i vann er i rask utvikling, drevet av økt kunnskap om miljø- og helseeffekter samt nye krav fra EU. For Norge vil det reviderte avløpsdirektivet bli forpliktende etter at det er tatt inn i EØS-avtalen. Medlemslandene skal gjennomføre hoveddelen av direktivet i nasjonalt regelverk innen 31. juli 2027 (artikkel 33), og enkelte bestemmelser får virkning fra 1. august 2027 (artikkel 34). For Norge kan tidspunktet for innføring avvike fra EU som følge av EØS-prosessen og eventuelle tilpasninger i forbindelse med innlemmelse i EØS-avtalen.

Utviklingen innebærer et økende behov for kunnskapsbaserte og risikobaserte prioriteringer, både når det gjelder valg av rens tiltak og vurdering av lokal påvirkning fra avløpsutslipp på helse og miljø.

1.2.1. Det reviderte avløpsdirektivet

EU vedtok i 2024 et revidert avløpsdirektiv som skal erstatte det tidligere direktivet fra 1991 (91/271/EØF). Direktivet innebærer blant annet nye og mer omfattende krav til håndtering av organiske mikroforurensninger i kommunalt avløpsvann. Et sentralt element er innføring av krav om kvartær rensing for utvalgte avløpsrenseanlegg, basert på anleggsstørrelse og belastning på resipient.

Direktivet stiller krav om at avløpsrenseanlegg med en belastning over 150 000 personekvivalenter (pe) skal oppfylle krav til avansert rensing av mikroforurensninger. I tillegg åpner direktivet for at også anlegg i tettbebyggelser fra størrelsesintervallet 10 000-150 000 pe kan pålegges tilsvarende krav, basert på en risikovurdering av helse- og miljøkonsekvenser. Direktivet presiserer at vurderingen skal ta hensyn til påvirkning på sårbare vannforekomster, herunder vannforekomster brukt til drikkevann, bading eller akvakultur. Nærmere kriterier for gjennomføring av risikovurderingen skal fastsettes på EU-nivå. I en slik vurdering vil det være naturlig å inkludere forhold som resipientens følsomhet, fortynningsforhold og samlet belastning i vannforekomsten, men detaljene i metodikken er ennå ikke endelig fastsatt.

Direktivet introduserer en liste med indikatorstoffer, deriblant legemiddelrester og enkelte industrielle stoffer, som skal overvåkes og fjernes med en gjennomsnittlig renseseffektivitet på minst 80 %. Indikatorstoffene som vises i Tabell 1 er valgt fordi de er persistente og i liten grad fjernes i konvensjonelle renseprosesser. Kravet er knyttet til samlet renseseffekt fra innløp til utløp av renseanlegget. I praksis innebærer dette at renseanlegget må dokumentere reduksjonen av de aktuelle stoffene gjennom regelmessig prøvetaking av både innløps- og utløpsvann. Renseseffekten beregnes som prosentvis reduksjon i konsentrasjon mellom innløp og utløp over en definert periode, basert på sammensatte prøver. Indikatorstoffene fungerer dermed som representative markører for renseanleggets evne til å fjerne et bredere spekter av organiske mikroforurensninger.

Under forhandlingene om det reviderte avløpsdirektivet ble også PFOS diskutert som mulig indikatorstoff, men ble ikke inkludert i den endelige listen.

Tabell 1. Tolv organiske mikroforurensninger som utgjør indikatorstoffer for kategori 1 og 2 i det nye avløpsdirektivet. Stoffene i kategori 1 fjernes svært lett med kvartær rensing, mens stoffer i kategori 2 fjernes lett med kvartær rensing, men ikke like effektivt som kategori 1.

Kategori	Navn	Kort forklaring / relevans
Kategori 1	Amisulprid	Antipsykotisk legemiddel. Persistente egenskaper og lav naturlig nedbrytning i avløpsrenseanlegg.
	Karbamazepin	Antiepileptikum. Svært persistent og ofte brukt som referankestoff for manglende renseseffekt.
	Citalopram	Antidepressiv. Utbredt bruk og begrenset fjerning i konvensjonell rensing.
	Klaritromycin	Antibiotikum. Relevans for utvikling av antibiotikaresistens i miljøet.
	Diklofenak	Smertestillende (NSAID). Prioritert stoff i EU-regelverk, kjent for lav renseseffekt og dokumentert miljøpåvirkning internasjonalt.
	Hydrokortiazid	Vanndrivende legemiddel. Høyt forbruk og moderat persistens.
	Metoprolol	Betablokker. Høyt forbruk og lav renseseffekt i tradisjonelle prosesser.
Kategori 2	Venlafaksin	Antidepressiv. Stabil forbindelse med dokumentert forekomst i avløpsvann.
	Benzotriazol	Korrosjonsinhibitor. Brukes i industrielle og urbane sammenhenger, persistent i miljøet.
	Kandesartan	Legemiddel mot høyt blodtrykk. Påvist i avløpsvann, moderat fjernbarhet.
	Irbesartan	Legemiddel mot høyt blodtrykk. Liknende egenskaper som kandesartan.
Kategori 2	Blanding av 4- og 6-metylbenzotriazol	Industrielle additiver. Brukes som indikator for urbane utslipp og tekniske kilder.

1.2.2. Prioriterte stoffer (prioritetsstoffdirektivet)

I tillegg til avløpsdirektivet stiller EUs regelverk for prioriterte stoffer krav til at fastsatte miljøkvalitetsnormer (MKN), som tilsvarer EUs Environmental Quality Standards (EQS), ikke overskrides i overflatevann. EQS er juridisk bindende grenseverdier fastsatt i henhold til vanndirektivet (2000/60/EF) og gjennomført i Norge gjennom vannforskriften. Direktivet omfatter blant annet enkelte legemidler, hormoner og PFAS-forbindelser (se Tabell 2), og har som mål å beskytte økosystemer og menneskers helse. Listen over de prioriterte stoffene er styrende for hva som definerer god kjemisk tilstand i norske vannforekomster. Grenseverdiene for hvert enkelt prioritert stoff er grensen mellom god og dårlig kjemisk tilstand.

Forslaget til revidert direktiv for prioriterte stoffer (EQS-direktivet) har de siste årene blitt videreutviklet og justert. Det opprinnelige forslaget omfattet en sumparameter for PFAS basert på 24 forbindelser (PFAS24), uttrykt i PFOA-ekvivalenter. I den videre prosessen er forslaget utvidet til å omfatte 25 PFAS-forbindelser (PFAS25), inkludert trifluoreddiksyre (TFA), mens konsentrasjonskravet er uendret. Revisjon av regelverket for prioriterte stoffer og miljøkvalitetsnormer (EQS) pågår som del av en større oppdatering av vannrammedirektivet, grunnvannsdirektivet og EQS-direktivet. Rådet og Europaparlamentet nådde i september 2025 en foreløpig politisk enighet om oppdatering av prioriterte stoffer og tilhørende standarder. Endelig vedtak krever fortsatt formell godkjenning og publisering, og tidspunkt for endelig vedtakelse og ikrafttredelse er derfor usikkert, men forventes i 2026.

Direktivet om prioriterte stoffer inneholder allerede miljøkvalitetsnormer for en rekke etablerte miljøgifter, blant annet tungmetaller som kvikksølv, kadmium, bly og nikkel, samt organiske forurensninger som fenoler, bromerte difenyletere (PBDE), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og flere plantevernmidler. Flere legemidler har tidligere vært inkludert i EUs overvåkningsliste (Watch List), som revideres jevnlig.

Utviklingen viser at legemidler og PFAS håndteres stadig mer aktivt i regelverket, særlig gjennom miljøkvalitetsnormer for overflatevann og strengere regulering innen drikkevannsforsyning. Samtidig er det viktig å merke seg at prioritetsstoffdirektivet regulerer miljøtilstand i resipient, og ikke utløser eksplisitte krav til rensing. Miljøkvalitetsnormer (EQS/MKN) kan imidlertid inngå som et sentralt element i risikovurderinger knyttet til avløpsutslipp.

Det er også viktig å understreke at både avløpsdirektivet og prioritetsstoffdirektivet er minimumsdirektiver. Dette innebærer at Norge, ved gjennomføring i nasjonal lovgivning, kan velge å innføre strengere eller mer omfattende krav enn det som følger direkte av EU-regelverket.

Tabell 2. Gjeldende miljøkvalitetsnormer (EQS) og vurderingsgrunnlag for god kjemisk og økologisk tilstand i overflatevann. Gjeldende EQS er fastsatt i henhold til EUs vanddirektiv og prioritetsstoffdirektivet. Foreslåtte EQS-verdier følger endringsforslaget til prioritetsstoffdirektivet. Verdier er angitt som årsmiddelverdi (AA-EQS) og maksimal tillatt konsentrasjon (MAC-EQS), der dette er relevant.

Stoffgruppe / Stoff	Gjeldende EU-EQS (ng/L)		Foreslått EU-EQS (ng/L)	
	Kystvann	Innlandsvann	Kystvann	Innlandsvann
Hormoner				
Østron (E1)	inngår i EUs overvåkningsliste (Watch List)		0,018 / -	0,36 / -
Østradiol (E2)			0,009 / -	0,18 / -
Etinyløstradiol (EE2)			0,0016 / -	0,017 / -
Legemidler				
Azitromycin	-		1,9 / 18	19 / 180
Karbamazepin			250 / 160 000	2 500 / 1 600 000
Klaritromycin			13 / 13	130 / 130
Diklofenak	inngår i EUs overvåkningsliste (Watch List)		4 / 25 000	40 / 250 000
Erytromycin	-		50 / 100	500 / 1 000
Ibuprofen			22 / -	220 / -
PFAS				
PFOS	0,13 / 7 200	0,65 / 36 000	-	
∑PFAS24 (PFOA-ekv.)*	-		4,4 / -	4,4 / -
# - inngår i EUs overvåkningsliste (Watch List)				
* - forslaget ble under 2025 utvidet til å omfatte 25 PFAS-forbindelser (PFAS25), inkludert trifluoreddisyre (TFA).				

1.2.3. Norgesspesifikke påvirkningsfaktorer og usikkerheter

Vurdering av miljøpåvirkning fra organiske mikroforurensninger i Norge påvirkes av flere nasjonale forhold. I motsetning til mange europeiske land, der renset avløpsvann ofte slippes til små og sårbare ferskvannsresipienter med begrenset fortykning og direkte betydning for drikkevannskilder, går hoveddelen av renset avløpsvann fra større norske renseanlegg til kystvann. Dette innebærer at mange norske resipienter har relativt stor fortykningsevne, særlig i kystområder og større vassdrag, noe som kan redusere konsentrasjonene av mikroforurensninger i vannmassene etter utslipp fra renseanleggets utløp. Samtidig kan lokale forhold, som begrenset vannutskiftning i fjorder eller flere utslipp til samme vannforekomst, påvirke den samlede belastningen.

Det finnes også mange små og mellomstore renseanlegg med enklere renseprosesser og utslipp til mindre resipienter, der lokale effekter kan være mer fremtredende.

Kravene i det reviderte avløpsdirektivet knyttet til grensen på 150 000 pe avhenger av hvordan anleggsstørrelse defineres. I praksis benyttes det i dag ulike måter å angi personekvivalenter (pe) på, herunder dimensjonert kapasitet, tilknyttet belastning og faktisk belastning. Disse størrelsene kan avvike betydelig, og det er derfor ikke endelig avklart hvilke anlegg som vil omfattes av kravene før direktivet er implementert i norsk regelverk. Miljødirektoratet har opplyst at det fra EU-kommisjonens side er indikert at faktisk belastning skal legges til grunn ved vurdering av anleggsstørrelse (Rita Vigdis Hansen, Miljødirektoratet, personlig meddelelse, 2026). Dette er imidlertid ikke formelt avklart i norsk regelverk. I Sverige har Naturvårdsverket anbefalt å benytte maksimal gjennomsnittlig ukebelastning (MaxGVB-tät) som grunnlag for å avgjøre hvilke renseanlegg som omfattes av krav om kvartær rensing (Naturvårdsverket, 2026).

Datagrunnlaget for legemidler og andre mikroforurensninger i norske resipienter er dessuten fortsatt begrenset og lite harmonisert. Variasjoner i prøvetaksstrategi, analysekvalitet og rapportering bidrar til usikkerhet i risikovurderinger. Dette gjør det utfordrende å trekke entydige konklusjoner om miljøtilstand og behov for tiltak.

1.3. Formål og problemstilling

Formålet med dette prosjektet er å etablere et første kunnskapsgrunnlag om forekomst av utvalgte legemidler og PFAS i kommunalt avløpsvann i Norge. Dette er gjort gjennom prøvetaking av både innløps- og utløpsvann ved flere norske avløpsrenseanlegg. Målet er å gi en overordnet situasjonsbeskrivelse som kan fungere som et referansepunkt for videre arbeid og vurderinger, snarere enn å gi en fullstendig karakterisering av miljøpåvirkning.

Prosjektet skal bidra til å:

- gi økt innsikt i nivåer og variasjon av legemidler og PFAS i norsk avløpsvann
- belyse forskjeller mellom rensesanlegg, blant annet knyttet til størrelse, belastning og valg av renseprosess
- gi et grunnlag for innledende vurdering av behov for videre tiltak, herunder avansert rensing, i lys av kommende regelverkskrav
- muliggjøre overordnede sammenligninger med tilgjengelige data fra Sverige og andre nordiske land, der tilsvarende undersøkelser er gjennomført

Videre skal resultatene bidra til å øke forståelsen for hvordan ulike renseprosesser påvirker forekomst og reduksjon av legemidler og PFAS i avløpsvann. Studien er ment som et første steg i en trinnvis kunnskapsoppbygging, der senere prosjekter kan gi mer detaljerte og representative vurderinger.

Problemstillingene i prosjektet kan sammenfattes som:

- 1) Hvilke nivåer av utvalgte legemidler og PFAS kan påvises i inn- og utløpsvann ved norske avløpsrenseanlegg?
- 2) I hvilken grad varierer forekomsten mellom ulike anlegg og renseteknologier?
- 3) Hvordan forholder observerte nivåer seg til tilgjengelige referanseverdier og erfaringer fra tilsvarende studier i Sverige?

1.4. Begrensninger i studien

Resultatene fra prosjektet må tolkes i lys av flere metodiske og datamessige begrensninger. Studien er utformet som en innledende kartlegging, og gir derfor ikke et fullstendig bilde av forekomst eller miljøpåvirkning fra organiske mikroforurensninger.

Prøvetakingen er basert på et begrenset antall ukeprøver, noe som innebærer at korttidsvariasjoner og sesongmessige forskjeller i konsentrasjoner ikke fanges opp. Dette gir et representativt øyeblikksbilde, men ikke et statistisk robust grunnlag for å vurdere årlige middelveidier eller ekstreme belastningssituasjoner.

Videre er det i hovedsak ikke tatt prøver i resipienter, med unntak av nedstrøms prøvetaking ved ett renseanlegg. Studien gir derfor begrenset informasjon om faktisk miljøeksponering i fersk- og kystvann, og kan ikke benyttes til direkte vurdering av miljøtilstand i henhold til miljøkvalitetsnormer (EQS/MKN).

Mangelen på historiske data gjør det vanskelig å vurdere trender over tid eller effekter av tidligere tiltak. Sammenligninger mellom anlegg og mot andre land må derfor betraktes som indikative.

Utvalget av analyserte stoffer er begrenset til et utvalg legemidler og PFAS som anses som relevante i et overordnet perspektiv. Andre mikroforurensninger er ikke inkludert, med unntak av enkelte hormoner ved ett anlegg. Dette innebærer at resultatene ikke gir et fullstendig bilde av samlet mikroforurensningsbelastning.

For å holde analysekostnadene på et håndterbart nivå er det benyttet kvantifiseringsgrenser (LOQ) som i enkelte tilfeller ligger høyere enn ønskelig for direkte sammenligning med lave miljøkvalitetsnormer. Dette kan medføre at lave, men potensielt relevante konsentrasjoner ikke påvises.

Det er generelt viktig å merke seg at datagrunnlaget er begrenset, og at enkelte prøveserier har oppvist en større usikkerhet og måtte re-analyseres. Resultatene bør derfor tolkes som indikative, og ikke som endelige konklusjoner om forskjeller i renseeffekt mellom anleggene.

Samlet sett innebærer disse begrensningene at resultatene primært bør brukes som et indikativt og eksplorativt datagrunnlag, egnet til å identifisere kunnskapshull, peke på forskjeller mellom anlegg og renseprosesser, og gi støtte til videre planlegging av mer omfattende undersøkelser.

2. Metode og gjennomføring

Dette kapittelet gir en overordnet beskrivelse av metode og gjennomføring i prosjektet. Her presenteres de deltakende organisasjonene og avløpsrensaneanleggene, samt utvalget av undersøkte organiske mikroforurensninger. Videre beskrives prøvetakingsopplegg, analysetilnærming og andre relevante metodiske forhold som ligger til grunn for resultatene i rapporten.

2.1. Deltakende rensaneanlegg

I prosjektet har det deltatt flere kommunale og interkommunale avløpsorganisasjoner fra ulike deler av Norge. Deltakelsen i prosjektet var frivillig, og de deltakende organisasjonene har selv dekket kostnadene knyttet til prøvetaking og kjemiske analyser. Dette innebærer at utvalget av rensaneanlegg ikke er tilfeldig, og at det kan være påvirket av lokale prioriteringer, interesse for problemstillingen og tilgjengelige ressurser.

Tabell 3 gir en oversikt over de deltakende organisasjonene og rensaneanleggene, inkludert sentrale nøkkelparametere som anleggsstørrelse, resipient, renseprosess og avløpsvannssammensetning, og danner grunnlag for videre sammenligning i rapporten.

Informasjon om resipient er relevant i vurderingen av potensielle krav knyttet til prioriterte stoffer (Tabell 2), ettersom miljøkvalitetsnormene (EQS) delvis skiller mellom kystvann og innlandsvann. Resipienttype og fortynnings- evne har derfor betydning for vurdering av mulig risiko for overskridelse av gjeldende eller foreslåtte grenseverdier.

Anleggenes kapasitetsutnyttelse kan vurderes ut fra oppgitt dimensjonert kapasitet og faktisk gjennomsnittlig belastning, uttrykt i personekvivalenter (pe). Én personekvivalent tilsvarer en organisk belastning på 60 g BOF₅ per døgn. Antall tilknyttede innbyggere gir informasjon om hvor stor andel av belastningen som stammer fra husholdninger, som for legemidler utgjør den viktigste utslippskilden. For eksempel har Grødaland rensaneanlegg kun om lag 5 % av belastningen fra husholdninger, noe som tilsier at det kan forventes lavere mengder legemidler i innkommende avløpsvann sammenlignet med anlegg med høyere andel husholdningsbidrag.

Tabellen gir også informasjon om tilknyttede industrier, helseinstitusjoner og sigevann fra avfallsdeponier, som kan bidra til å forklare målte konsentrasjoner av ulike stoffer. Ved større andel sigevann fra deponier kan det for eksempel forventes økte forekomster av enkelte PFAS, sammenlignet med anlegg uten slik tilførsel.

Videre kan informasjon om renseprosess, gjennomsnittlig oppholdstid (HRT) og rensegrader for totalnitrogen (TN), totalfosfor (TP) og BOF₅ benyttes for å vurdere anleggenes evne til å fjerne ulike mikroforurensninger. Generelt vil anlegg med lengre oppholdstid og mer omfattende biologisk rensing ha bedre forutsetninger for å oppnå høyere renseseffekt med hensyn på mikroforurensninger som er biologisk nedbrytbare.

Til slutt viser tabellen estimert andel fremmedvann i innkommende avløpsvann. Denne informasjonen er relevant for tolkning av målte konsentrasjoner. Ved høy andel fremmedvann vil for eksempel legemiddelkonsentrasjoner fra husholdninger bli fortynnet, noe som gir lavere målte innløpskonsentrasjoner enn ved lav andel fremmedvann. Generelt er det enklere og mer ressurseffektivt å fjerne forurensninger ved høyere konsentrasjoner enn ved svært lave konsentrasjoner, der fortykning kan redusere effektiviteten av enkelte renseprosesser.

Tabell 3. Opplysninger om renseanlegg som er med i prosjektet.

Nr	Organisasjoner og renseanlegg	Resipient	Kapasitet (pe på BOF5)* Dimensjonert & faktisk gj. snitt	Antall innbyggere tilknyttet	Renseprosess	Gjennomsnittlig HRT i timer	Rensegrad (%) Konsentrasjon UT (mg/l)			Industri-, flyplass-, deponi- og sykehus tilknytning	Andel fremmedvann (normalfløde %)
							TN	TP	BOF ₅		
1	Veas renseanlegg, Asker/Bærum/Oslo	Indre Oslofjord Kystvann	1 100 000 ~700 000	660 409	Nitrogenfjerning, biofilmprosess, forfelling	3 h totalt, ca 0,5 h i biologisk rensing	79,8 % 7,0 mg/l	93,2 % 0,27 mg/l	93% 9 mg/l	Rikshospitalet, Aker& Ullevål sykehus, Radiumhospitalet og Lovisenberg sykehus Sigevann fra avfallsplasser: Isi og Yggeseth.	59 %
2	Hias – renseanlegg Hias IKS, Hamar-regionen	Mjøsa Innlandsvann	165 000 ~114 000	70 000	MBBR/Bio-P og etterfelling	ca 15 h for hele renseanlegget	13,7 % 55,8 mg/l	95,1 % 0,363mg/l	96 % 11 mg/l	Mye næringsmiddelindustri, deponi, Sykehuset Innlandet, Hamar	26 %
3	Bekkelaget renseanlegg (BKL) Oslo kommune, Vann og avløpsetaten	Indre Oslofjord Kystvann	570 000 262 566	310 000	Nitrogenfjerning, aktivt slam, simultanfelling og sandfilter	48 h totalt, ca 31 h i biologisk rensing	80 % 5,7 mg/l	95 % 0,15 mg/l	96 % 1,5 mg/l	Nesten ikke noen industri Sykehus: Ullevål (deler), Lovisenberg Diakonale Sykehus og Diakonhjemmet Sykehus	60 %
4	Grødalens renseanlegg (GRØ) IVAR Rogaland	Jærkysten, Kystvann	150 000 ~133 000	5 000	Felling (flotasjon) primærrensekravet	1-2 h	13 % 241 mg/l	26 % 24 mg/l	41 % 800 mg/l	Industri: >95 % av pe-belastning (meieri, slakteri og matindustri)	20 %
5	Nord-Jæren renseanlegg (NJ) IVAR Rogaland	Håsteinsfjorden Kystvann	400 000 ~340 000	260 000	Mekanisk (0,1 mm), aktivt slam, sekundærrensekravet	8-10 h	13 % 35 mg/l	53 % 2,1 mg/l	92 % 14 mg/l	Næringsmiddelindustri, bryggeri, sykehus, sigevann fra deponi, flyplass (ca. 80 000 pe) Rejektvann fra slammottaket.	40 %
6	Holen renseanlegg (HOL) Bergen kommune	Hordaland, Byfjorden Kystvann	132 000 ~69 000	75 572	MBBR, kjemisk avskilning (Actiflo)	ca 1h	10 % 20 mg/l	54 % 1,1 mg/l	67 % 23 mg/l	Haukeland Universitetssjukehus, Haraldsplass sjukehus	80 %
7	Flesland renseanlegg (FLE) Bergen kommune	Hordaland, Raunefjorden Kystvann	152 000 ~110 000	65 864	Aktivt slam, ettersedimentering	ca 5-6 h	27 % 35 mg/l	63 % 1,6 mg/l	90 % 16 mg/l	Bryggeri (Hansa), Næringsmiddelindustri (Kavli, Tine), rejeckt vann fra Bergen Biogassanlegg, Flesland flyplass, Sigevann fra avfallsdeponi	63 %
8	Høvringen renseanlegg (HØV) Trondheim kommune	Trondheimsfjorden Kystvann	170 000 ~170 000	179 350	Mekanisk rensing, felling med polymer	3-5 h	<5 % 33 mg/l	21 % 3 mg/l	57 % 45 mg/l	NTNU, St.Olav Hospital, sigevann fra Heggstadmoen deponi, Heimdal varmesentral	62 %
9	Ladehammeren renseanlegg (LAD) Trondheim kommune	Trondheimsfjorden Kystvann	120 000 ~113 000	83 150	Mekanisk, felling (polymer og PAX)	3-5 h	<1 % 30,8 mg/l	73 % 0,9 mg/l	58 % 55,5 mg/l	E.C. Dahls Bryggeri, TINE meieri, NIDAR sjokoladefabrikk	68 %
10	Solumstrand renseanlegg (DRM) Drammen kommune	Drammensfjorden	130 000 ~100 000	64 000	MBBR og kjemisk felling (Actiflo)	3-4 h	~20 % <42 mg/l	97 % <0,3 mg/l	90 % <10 mg/l	Aass Bryggeri, Mills og Lindum. sigevann fra deponiet til Lindum	50-60 %
11	Odderøya renseanlegg (ODD) Kristiansand kommune	Kystvann (Skagerak)	200 000 ~134000	110 000	MBBR, kjemisk felling og ettersedimentering	3-4 h	<5 % <40 mg/l	92 % <0,4 mg/l	<93 % <10 mg/l	Næringsmiddel industri (bl.a. iskrem), noe prosessindustri, Sørlandet sykehus Kristiansand	40 %
12	NRVA renseanlegg Lillestrøm# NRVA – Nedre Romerike vann- og avløpsseksjon IKS	Nitelva Innlandsvann	230 000 ~180 000	140 000	Nitrogenfjerning, MBBR og etterfelling	ca 6 h i MBBR	79 % 5,5 mg/l	95 % 0,2 mg/l	97 % 2,4 mg/l	Flere bedrifter, sigevann fra Tønsberg og Lofterød fyllplass, Sykehuset i Vestfold. Periodevis mye 'blodvann' fra Nortura.	70 %
13	Tønsberg renseanlegg (TBG) Tønsberg kommune	Ytre Oslofjord Kystvann	160 000 ~100 000	75 000	MBBR, kjemisk rensing med felling	ca 3 h ved Qdim	21,3 % 27,7 mg/l	91,2 % 0,33 mg/l	91,6 % 18 mg/l	Flere bedrifter, sigevann fra Tønsberg og Lofterød fyllplass, Sykehuset i Vestfold. Periodevis mye 'blodvann' fra Nortura.	55-65 %

* - 1 PE er definert som den mengden organisk materiale som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk på 60 g BOF/døgn. Kapasitet angis som dimensjonert og gjennomsnittlig kapasitet for 2024 eller 2025.

- Belastning avser RA2 (hovedanlegget) + RA1 (overvannrensingsanlegget), renseseffekter og utslippskonsentrasjoner er rapportert kun for hovedanlegget RA2, som et gjennomsnitt de siste 5 årene (2021-2025)

2.2. Undersøkte mikroforurensninger

Kommende regelverk for organiske mikroforurensninger, som omtalt i avsnitt 1.2, danner grunnlaget for valg av undersøkte stoffer, slik dette beskrives nærmere nedenfor.

2.2.1. Legemidler og metylbenzotriazol

Det reviderte avløpsdirektivet kan bli styrende også for norske renseanlegg og har derfor dannet grunnlaget for listen over kjemikalier som inngår i den foreliggende studie. I tillegg ble paracetamol, sulfametoksazol og azitromycin inkludert (Tabell 4). Paracetamol ble inkludert som et stoff som er svært lett nedbrytbart i avløpsvann. Av stoffene som inngår her, er paracetamol det som lettest lar seg fjerne ved rensing. Sulfametoksazol og azitromycin ble inkludert som tilleggseksempler på antibiotika og kan, i likhet med andre antibiotika, bidra til utvikling av antimikrobiell resistens dersom de slippes ut i miljøet. De fleste stoffene er legemidler. Benzotriazolene er imidlertid industrielle kjemikalier som brukes som stabilisatorer.

Tabell 4. Undersøkte legemidler og Metylbenzotriazol.

Stoff	Kategori / bruk	CAS Nummer
Amisulprid	Antipsykotikum (behandling av psykiske lidelser)	71675-85-9
Azitromycin	Antibiotikum (bredspektret, systemisk bruk)	83905-01-5
Kandesartan	Blodtrykksenkende legemiddel (angiotensin-II-reseptorblokker)	139481-59-7
Karbamazepin	Antiepileptikum (krampe- og stemningsstabiliserende)	298-46-4
Citalopram	Antidepressivum (SSRI)	59729-33-8
Klaritromycin	Antibiotikum (makrolid)	81103-11-9
Diklofenak	Smertestillende og betennelsesdempende (NSAID)	15307-86-5
Hydroklortiazid	Vanndrivende legemiddel (diuretikum)	58-93-5
Irbesartan	Blodtrykksenkende legemiddel (angiotensin-II-reseptorblokker)	138402-11-6
Metoprolol	Betablokker (hjerte- og blodtrykksbehandling)	51384-51-1
Paracetamol	Smertestillende og febernedsettende	103-90-2
Sulfametoksazol	Antibiotikum (ofte brukt i kombinasjonspreparater)	723-46-6
Venlafaksin	Antidepressivum (SNRI)	93413-69-5
Benzotriazol	Industrielt stoff (korrosjonshemmer og stabilisator)	95-14-7
4-metylbenzotriazol*		2878-31-7
5-metylbenzotriazol*		136-85-6

*4- og 5-metylbenzotriazol rapporteres som "sum of" metylbenzotriazol i resultatene

Nedenfor gis en kort faglig omtale av det viktigste legemidler og industrielle stoffer som inngår i analysene. Beskrivelsene er ment å gi kontekst for tolkning av resultatene, og bygger på etablert kunnskap om bruk, forekomst og renseseffekt i kommunale avløpsrenseanlegg.

- Diklofenak: Vanlig brukt antiinflammatoriske legemiddel og et av de mest brukte indikatorlegemidlene i europeiske studier. Påvist i norske og nordiske vassdrag, i enkelte tilfeller i konsentrasjoner over foreslåtte EQS-verdier. Fjernes i liten grad i konvensjonelle rensesanlegg.
- Karbamazepin: Svært persistent antiepileptikum som ofte brukes som referanse- og sporstoff for kommunalt avløp. Fjernes i begrenset grad i både biologisk og kjemisk rensing.
- Azitromycin: Bredspektrert antibiotikum som har vært inkludert i EUs Watch List. Kan bidra til seleksjon av antibiotikaresistens og fjernes i varierende grad avhengig av rensesprosess.
- Klaritromycin: Makrolidantibiotikum med relativt høy persistens. Vanlig forekommende i avløpsvann og kjent for økotoxiske effekter på alger og mikroorganismer.
- Paracetamol: Et av de mest brukte smertestillende legemidlene. Fjernes normalt effektivt i biologiske rensesanlegg, særlig der det er utvidet nitrogenfjerning, og brukes ofte som kontraststoff mot mer persistente legemidler.
- Citalopram: Vanlig brukt antidepressivum (SSRI) med moderat persistens. Kan gi atferdseffekter hos akvatiske organismer ved langtidseksponering.
- Venlafaksin: Antidepressivum (SNRI) som viser begrenset fjerning i konvensjonelle rensesprosesser og brukes som indikator for psykofarmaka.
- Sulfametoksazol: Antibiotikum som inngår i flere studier om antibiotikaresistens i miljøet.
- Metylbenzotriazol (4- og 5-metylbenzotriazol): Industrielle korrosjonshemmere som er lite biologisk nedbrytbare.

2.2.2. Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) er en gruppe kjemikalier som brukes mye i produkter som non-stick-kjøkkenutstyr, brannskum og vanntette tekstiler. De kalles noen ganger «evigvarende kjemikalier» fordi de ikke brytes lett ned i miljøet og kan akkumuleres i vann, dyreliv og mennesker. Deres vedvarende natur og potensielle helserisiko har gjort dem til et sentralt fokus i europeisk miljøregulering og er derfor tatt med i denne studie.

Nedenfor gis en kort omtale av et utvalg PFAS som anses som særlig relevante i norsk sammenheng, basert på forekomst, reguleringsstatus og betydning for miljø- og helserisikovurderinger.

- PFOS (perfluoroktansulfonsyre): Et av de mest studerte og regulerte PFAS-stoffene. Forbudt i de fleste anvendelser, men forekommer fortsatt i miljøet på grunn av historisk bruk og som et produkt dannet fra nedbrytningen av andre PFAS. Påvist i norske overflatevann, sedimenter og biota, og inngår i flere miljøkvalitetsnormer. Svært persistent og lite påvirket av konvensjonell avløpsrensing.
- PFOA (perfluoroktansyre): Tidligere mye brukt PFAS og nå forbudt eller sterkt begrenset i EU. Har vært påvist i norske drikkevannskilder og overflatevann. Brukes ofte som referankestoff i risikovurderinger og som basis for PFOA-ekvivalenter i sumvurdering av PFAS.
- PFHxS (perfluorheksansulfonsyre): Kortere kjede enn PFOS (og dermed mer vannløselig), men med tilsvarende persistens og bioakkumulerende egenskaper. Påvist ofte i norske vannmiljøer og drikkevann, og vurdert som helsemessig bekymringsfull av VKM og EFSA. Fjernes i liten grad i avløpsrenseanlegg.
- PFNA (perfluorononansyre): Langkjedet perfluorert karboksylsyre med høy persistens. Påvist i norske overflatevann og inngår i flere PFAS-sumparametere. Har høy PFOA-ekvivalent og bidrar derfor betydelig til samlet risikovurdering.
- HFPO-DA (GenX): Nyere PFAS-forbindelse brukt som erstatning for PFOA i industrielle prosesser. Mindre bioakkumulerende enn langkjededede PFAS, men svært persistent og mobil i vann. Har fått økende oppmerksomhet i europeisk regelverk og overvåkingsprogrammer.

PFOA-ekvivalenter: Å måle PFAS samlet

PFAS er en stor kjemikaliefamilie, og det er ikke praktisk å regulere hvert enkelt stoff. Forskere bruker begrepet PFOA-ekvivalenter for å forenkle dette: effekten av ulike PFAS omregnes til ett enkelt tall som representerer toksisiteten til perfluoroktan-syre (PFOA), en av de mest studerte PFAS. Denne tilnærmingen gjør det mulig for regulatorer å vurdere den samlede risikoen av flere PFAS i vann eller organismer i forhold til sikkerhetsgrenser. For eksempel, dersom en elv inneholder flere PFAS på lave nivåer, kan den totale PFOA-ekvivalentkonsentrasjonen vise om vannet overskrider miljøkvalitetsstandarden, selv om ingen enkeltforbindelse overstiger sin egen grense. Det er en måte å gjøre overvåking og regulering mer effektiv.

Tabell 5. PFAS inkludert i denne studien, med CAS-nummer og tilhørende PFOA-ekvivalenter.

PFAS	Norsk navn	CAS-nummer	PFOA-ekvivalent
Perfluorerte karboksylsyrer (PFCA)			
PFBA	Perfluorbutansyre	375-22-4	0,05
PFPeA	Perfluorpentansyre	2706-90-3	0,03
PFHxA	Perfluorheksansyre	307-24-4	0,01
PFHpA	Perfluorheptansyre	375-85-9	0,505
PFOA	Perfluoroktansyre	335-67-1	1
PFNA	Perfluornonansyre	375-95-1	10
PFDA	Perfluordekansyre	335-76-2	7
PFUnDA	Perfluorundekansyre	2058-94-8	4
PFDoDA	Perfluordodekansyre	307-55-1	3
PFTTrDA	Perfluortetradekansyre	72629-94-8	1,65
PFTeDA	Perfluorpentadekansyre	376-06-7	0,3
PFHxDA	Perfluorheksadekansyre	67905-19-5	0,02
PFODA	Perfluoroktadekansyre	16517-11-6	0,02
Perfluorerte sulfonsyrer (PFSA)			
PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	375-73-5	0,001
PFPS	Perfluorpentansulfonsyre	2706-91-4	0,3005
PFHxS	Perfluorheksansulfonsyre	355-46-4	0,6

PFHpS	Perfluorheptansulfonsyre	375-92-8	1,3
PFOS	Perfluoroktansulfonsyre	2795-39-3	2
brPFOS	Forgrenet perfluoroktansulfonsyre	1763-23-1	
PFNS	Perfluornonansulfonsyre	474511-07-4	
PFDS	Perfluordekansulfonsyre	335-77-3	2
Fluortelomersulfonsyrer (FTS)			
4:2 FTS	4:2 fluortelomersulfonsyre	757124-72-4	
6:2 FTS	6:2 fluortelomersulfonsyre	27619-97-2	
8:2 FTS	8:2 fluortelomersulfonsyre	481071-78-7	
10:2 FTS	10:2 fluortelomersulfonsyre	120226-60-0	
Fluortelomeralkoholer (FTOH)			
6:2 FTOH	6:2 fluortelomeralkohol	647-42-7	0,02
8:2 FTOH	8:2 fluortelomeralkohol	678-39-7	0,04
Andre PFAS / erstatningsstoffer			
HFPO-DA	Hexafluorpropylenoksid-dimersyre (GenX)	13252-13-6	0,06
ADONA	Ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonansulfonat	958445-44-8	0,03
PF-3,7-DMOA	Perfluor-3,7-dimetyloktansyre	172155-07-6	
C6O4	Perfluor-(2,5-dimetyl-3,6-dioxanonansyre)	1190931-41-9	0,06
Polyfluorerte fosfatestere (PAP)			
6:2 diPAP	6:2 di(polyfluoralkyl) fosfatester	57677-95-9	

2.3. Prøvetakning

Prøvene ble i de fleste tilfeller samlet inn som mengdeproporsjonale ukeblandprøver. Dette ble gjort for å sikre sammenlignbarhet med tidligere undersøkelser og for å redusere påvirkningen fra kortsiktige variasjoner i konsentrasjoner av stoffene i avløpsvannet. Ved enkelte anlegg, som for eksempel IVARs anlegg, ble det i stedet tatt døgnblandprøver (24 timer).

Tabell 6. Prøvetakingsomganger per anlegg.

Anlegg	Ukeprøver (uke)	Andre prøver (startdatum)	Kommentar
Veas	7, 14, 25, 35, 42 og 48 (2025)	Stikkprøver: 28/03	
		48-tim prøver: 17/08, 14/10, 17/10, 26/11	
24-tim prøver: 17/11	Foruten innløp og utløp togs også prøver etter forfelling ved flere tilfeller		
Hias	7, 15, 25, 34 (2025)		Ingen PFAS-analyse uke 15
Bekkelaget	49 (2024)		
7, 14, 25, 35, 42, 48 (2025)			
Grødaland	Kun døgnprøver →	uke 7, 13, 25, 36, 40, 48 (2025)	Kun innløp uke 13, 36 og 48
Nord-Jæren	Kun døgnprøver →	uke 7, 14, 25, 35, 42, 47 (2025)	
Holen	7, 11, 27, 37, 46 (2025)	Helgprøve uke 27	Uke 19: Prøve tapt under transport
			Uke 27: Helg-/uke-prøve analysert separat (ikke blandet).
Flesland	7, 11, 27, 37, 46 (2025)		Uke 19: Prøve tapt under transport
Høvringen	7, 13, 27, 36, 41, 46 (2025)		Ingen PFAS-analyse uke 13 og 48
Ladehammeren	7, 23, 41 (2025)		
Solumstrand	8, 14, 25, 35, 43, 48 (2025)		

Oddeøya	7, 14, 25, 35, 42, 48 (2025)		
NRVA		24-tim prøver: 27-28/08	
		Stikkprøver resipient: 11/02 og 17/06	
Tønsberg	8, 14, 25, 35, 42, 48 (2025)		

For å beregne riktig prøvevolum måtte vannmengden ved prøvetakingspunktet være kjent. Det ble valgt et delingstall som ga et samlet volum på omtrent 500 ml for en uke under normale forhold, og som ikke oversteg ca. 1000 ml ved høy vannføring. Dette ble gjort ved å bruke vannmengden pr. døgn og dele med valgt delingstall for å få daglig prøvevolum.

Det ble laget et regneark der døgnets vannmengde ble lagt inn, og daglig volum til ukeblandprøven ble beregnet automatisk. Hver dag ble prøvevolumet frosset etter uttak. Påfølgende dag ble den nye prøven helt på den frosne prøven, og flasken ble satt tilbake i fryseren. Dette ble gjentatt til ukeblandprøven var komplett.

Prøvene ble lagret frosne i 1-liters plastflasker frem til de ble sendt til NIVAs laboratorium i Oslo. Prøvene ble lagret frosne hos NIVA frem til analyse.

2.4. Analyse

2.4.1. Legemidler og metylbenzotriazol

Prøvene ble preparert ved løsemiddelekstraksjon for å sikre fullstendig gjenvinning av både stoffer som var frie i vannfasen, og de som var bundet til partikler eller overflater (f.eks. i flasker). Ekstraksjonen ble utført i 30 minutter, og ekstraktet ble deretter filtrert gjennom et 0,2 µm nylonfilter for å fjerne partikler, bakterier og mikroorganismer. Analysen ble gjennomført med væskechromatografi kombinert med massespektrometri (LC-MS), som regnes som gullstandarden for kjemisk analyse av legemidler, både i medisinsk og miljømessig sammenheng.

Før ekstraksjon ble hver prøve tilsatt en deuterert intern standard for hver analytt. Disse standardene er strukturelt og kjemisk like de målrettede legemidlene, men noen hydrogenatomer er erstattet med deuterium. Siden den deutererte standarden og analytten oppfører seg på samme måte under prøvepreparering, vil eventuelle tap under ekstraksjon, fordampning eller injeksjon påvirke begge omtrent likt, og forholdet mellom signalene forblir dermed pålitelig. Dette korrigerer for variabel gjenvinning, forskjeller i injeksjonsvolum og endringer i ioniseringseffektivitet, som ellers kunne redusert nøyaktigheten i kvantifisering. I tillegg bidrar den til å kompensere for matrikseffekter, som ion-suppresjon i komplekse prøver som avløpsvann, siden den deutererte standarden opplever nesten samme matriksmiljø som analytten.

2.4.2. Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

PFAS ble analysert ved hjelp av væskechromatografi kombinert med høyoppløselig massespektrometri (LC-HRMS). Som for legemidlene ble hver prøve tilsatt deutererte interne standarder for hver analytt, noe som sikrer nøyaktig kvantifisering ved å korrigere for eventuelle tap og matrikseffekter.

Prøveprepareringen for PFAS begynte også med løsemiddelekstraksjon for å gjenvinne analyttene fra prøvematriksen. I tillegg ble et ekstra rensetrinn ved hjelp av fastfaseekstraksjon (SPE) inkludert for å fjerne med-ekstraherte forstyrrelser og øke følsomheten, noe som sikrer pålitelig kvantifisering selv ved svært lave konsentrasjoner.

2.5. Usikkerheter

Kjemisk analyse av legemidler i avløpsvann er forbundet med flere kilder til usikkerhet. Variasjon i avløpsvannets sammensetning, tidsmessige fluktuasjoner og ufullstendig blanding kan føre til usikkerhet ved prøvetaking, noe som gjør det utfordrende å oppnå et representativt prøveuttak. Tidligere studier viser at usikkerheten ved prøvetaking kan variere fra å være ubetydelig til å være langt større enn den usikkerheten som skyldes selve den kjemiske analysen (Ort et al., 2010a, b). Selv om mengdeproporsjonale sammensatte prøver reduserer usikkerheten, er nøyaktigheten sterkt avhengig av populasjonsstørrelsen og prøvetakingsfrekvensen (ideelt sett kontinuerlig, men minst hvert 5.-10. minutt er akseptabelt).

For usikkerhet under analyse er de fleste kilder tatt hensyn til ved bruk av deutererte interne standarder som i denne studien. Under prøveprepareringen kan tap oppstå under ekstraksjon, filtrering eller fordampning, mens matrikseffekter—som ionsuppresjon i komplekse avløpsvannsprøver—kan påvirke deteksjon og kvantifisering. Instrumentelle faktorer, inkludert variasjoner i injeksjonsvolum, ioniseringseffektivitet og detektorsignal, bidrar også til analytisk usikkerhet. Bruk av deutererte interne standarder reduserer mange av disse effektene, men en viss residual variabilitet vil alltid være til stede.

3. Resultater og diskusjon

I dette kapitlet presenteres resultatene fra analyser av innsamlede prøver. Innledningsvis gis en overordnet fremstilling av samtlige analyserte data, på tvers av alle renseanlegg og prøvetakinger, for både legemidler og PFAS. Disse resultatene sammenlignes deretter med tilgjengelige data fra svenske renseanlegg, for å sette funnene i en bredere nordisk kontekst.

Videre presenteres mer spesifikke resultater knyttet til betydningen av prøvetakingstype, herunder stikkprøver, 24-timers og 48-timers sammensatte prøver samt ukeprøver. Dette gir grunnlag for å vurdere hvordan valg av prøvetakingsopplegg kan påvirke målte konsentrasjoner og beregnet renseeffekt.

Deretter følger en detaljert gjennomgang av resultatene fra Veas, der det i tillegg til innløps- og utløpsprøver også er gjennomført prøvetaking etter forfelling. Disse dataene gir økt innsikt i variasjoner og kompleksitet knyttet til mikroforurensningers oppførsel gjennom de ulike rensetrinnene i et stort og komplekst renseanlegg.

Videre presenteres resultater fra resipientprøver ved NRVA, der prøvetaking oppstrøms og nedstrøms utslippspunktet gir grunnlag for vurdering av faktisk resipientpåvirkning.

Avslutningsvis gis en anleggsspesifikk presentasjon av resultater for hvert av renseanleggene som inngår i prosjektet.

Samtlige analyseresultat vises i vedlegget, Tabell 18 til Tabell 31.

3.1. Legemidler og metylbenzotriazol

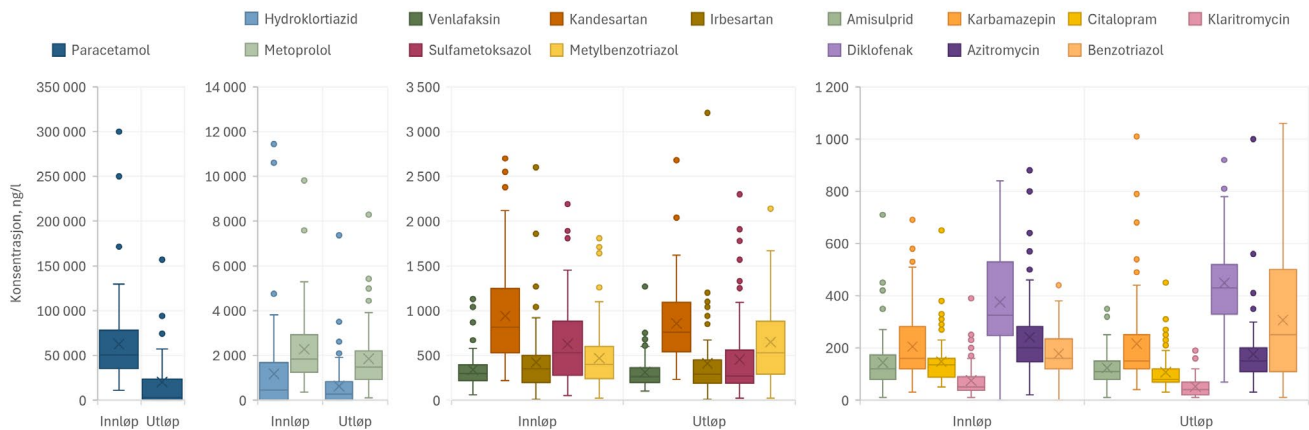
Figur 1 viser fordelingen av samtlige målte konsentrasjoner for analyserte legemidler i innløp (73 prøver) og utløp (74 prøver) ved samtlige renseanlegg som inngår i studien. Resultatene er basert på alle tilgjengelige målinger, uavhengig av prøvetype, og gir et samlet bilde av både konsentrasjonsnivåer og variasjon mellom anlegg og prøvetakinger.

Hver boks representerer området der hoveddelen av målingene ligger (25.-75. persentil), med medianverdien vist som en horisontal linje i boksen. Kryss markerer gjennomsnittlig konsentrasjon, mens enkeltpunkter utenfor boksene viser spredning i enkeltmålinger. Sammenligning mellom innløp og utløp gir dermed et visuelt bilde av både variasjon og samlet renseeffekt.

Figuren viser tydelig at det er stor spredning i konsentrasjonene, særlig i innløp, noe som indikerer betydelige variasjoner både mellom anlegg og over tid. For paracetamol, som forekommer i vesentlig høyere konsentrasjoner enn øvrige legemidler, strekker innløpskonsentrasjonene seg f.eks. fra om lag 10 000 ng/l til 300 000 ng/l, mens spredningen i utløp er betydelig mindre. Dette illustrerer både høye belastninger i innløp og effektiv reduksjon gjennom renseprosessen. Også flere av de øvrige legemidlene viser stor variasjon i målte konsentrasjoner, noe som blant annet kan forklares med forskjeller i antall tilknyttede innbyggere, grad av fortykning med fremmedvann og ulike tilknyttede virksomheter, som for eksempel sykehus (se Tabell 3).

Også for andre legemidler som hydroklortiazid og sulfametoksazol er konsentrasjonene lavere i utløp enn i innløp, noe som indikerer en samlet renseeffekt. For mer persistente legemidler, som karbamazepin og diklofenak, er reduksjonen mindre tydelig, og for enkelte målinger forekommer utløpskonsentrasjoner på nivå med eller høyere enn innløp. Dette reflekterer stoffspesifikke forskjeller i nedbrytbarhet og renseeffekt i konvensjonelle renseprosesser.

Antibiotikaet klaritromycin viste seg å ha blant de laveste konsentrasjonene i ubehandlet avløpsvann over hele Norge. Nivåene av dette er betydelig lavere enn et annet antibiotika (sulfametoksazol), noe som igjen stemmer med forventningene gitt reseptfrekvens og bruksmønstre i Norge (kilde: FHI legemiddelstatistikk (Folkehelseinstituttet, 2025)).



Figur 1. Fordeling av konsentrasjoner (ng/l) for analyserte legemidler i innløp og utløp ved samtlige renseanlegg. Figuren er basert på alle tilgjengelige målinger i datasettet. Hver bokse viser spennet mellom 25- og 75-persentil (interkvartilområdet), med medianen markert som en horisontal linje inne i boksen. Kryss markerer gjennomsnittlig verdi, mens punkter utenfor boksene representerer enkeltmålinger. Sammenligning mellom innløp og utløp gir et samlet bilde av variasjon og renseeffekt for de ulike legemidlene. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er i beregningene satt lik kvantifiseringsgrensen, for å unngå systematisk underestimering av lave nivåer.

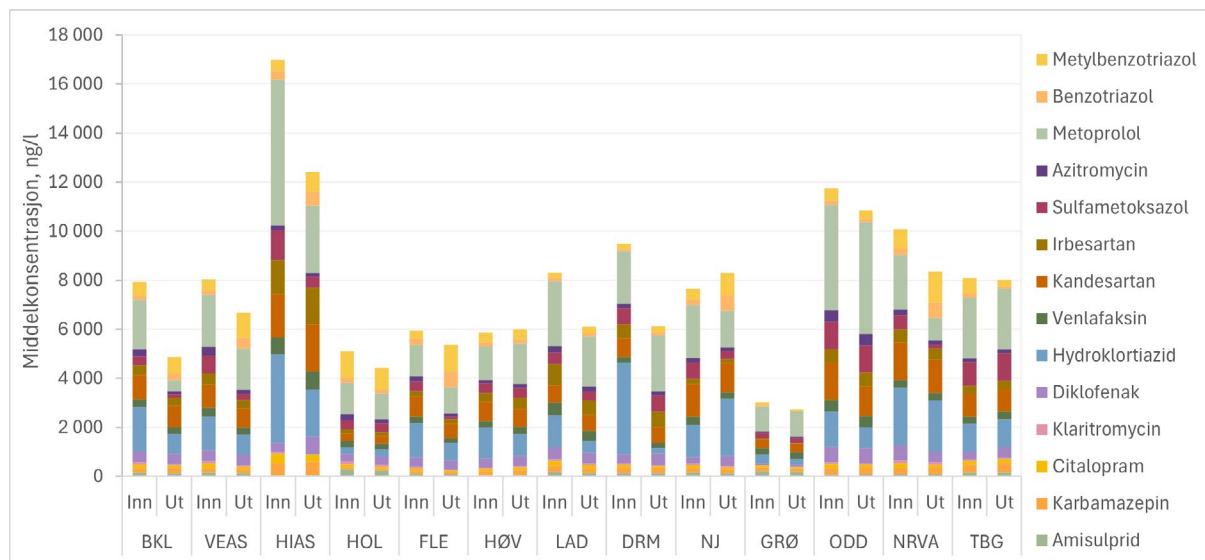
Økte konsentrasjoner (og dermed negativ rensegrad) ble observert for benzotriazolene (Figur 1). Benzotriazol og dets metylerte derivater (4- og 5-metylbenzotriazol) kan dannes gjennom nedbrytning av andre relaterte stoffer. Forbindelser som benzotriazolbaserte UV-stabilisatorer, brukt i plast og kosmetikk, kan brytes ned og frigjøre både benzotriazol og de metylerte derivatene. Videre kan 4- og 5-metylbenzotriazol brytes ned ett trinn videre og frigjøre fritt benzotriazol, og dermed gi potensial for negativ rensegrad i renseanlegg.

Negativ rensegrad er også mulig og observert for noen andre legemidler. I kommunale renseanlegg kan enkelte legemidler også vise økte konsentrasjoner (negativ renseeffekt) som følge av enzymatisk hydrolyse av metabolitter tilbake til modersubstansen. Sulfametoksazol er et godt eksempel på dette. Stoffet metaboliseres hos mennesker til flere metabolitter, blant annet N-acetylsulfametoksazol. Omtrent 55 % av dosen sulfametoksazol gjenfinnes i urin som N-acetylsulfametoksazol, mens kun rundt 30 % foreligger som uomdannet sulfametoksazol. Enzymer i avløpsvannet kan reversere denne prosessen, og dermed generere sulfametoksazol fra metabolitten over tid (Brown et al., 2020; Wishart et al., 2006).

Figur 2 viser gjennomsnittlige innløps- og utløpskonsentrasjoner for hvert renseanlegg. De gjennomsnittlige konsentrasjonsnivåene i både ubehandlet innløpsvann og rens utløpsvann fremstår som relativt homogene mellom de fleste anleggene. Samtidig viser figuren at enkelte anlegg, blant annet Hias og Grødal, skiller seg ut med henholdsvis vesentlig høyere eller lavere konsentrasjoner. For Hias kan dette forklares med en vesentlig lavere andel fremmedvann i innløpsvannet (Tabell 3), som gir mindre fortykning og dermed høyere målte konsentrasjoner enn ved anlegg med større andel fremmedvann. De lavere konsentrasjonene ved Grødal kan derimot forklares med at kun en begrenset andel av belastningen stammer fra husholdninger, som er hovedkilden til legemidler i avløpsvann (Tabell 3). Ettersom om lag 95 % av tilført avløpsvann ved Grødal kommer fra næringsmiddelindustri, fortyknes bidraget av legemidler fra husholdninger, noe som resulterer i generelt lavere konsentrasjoner.

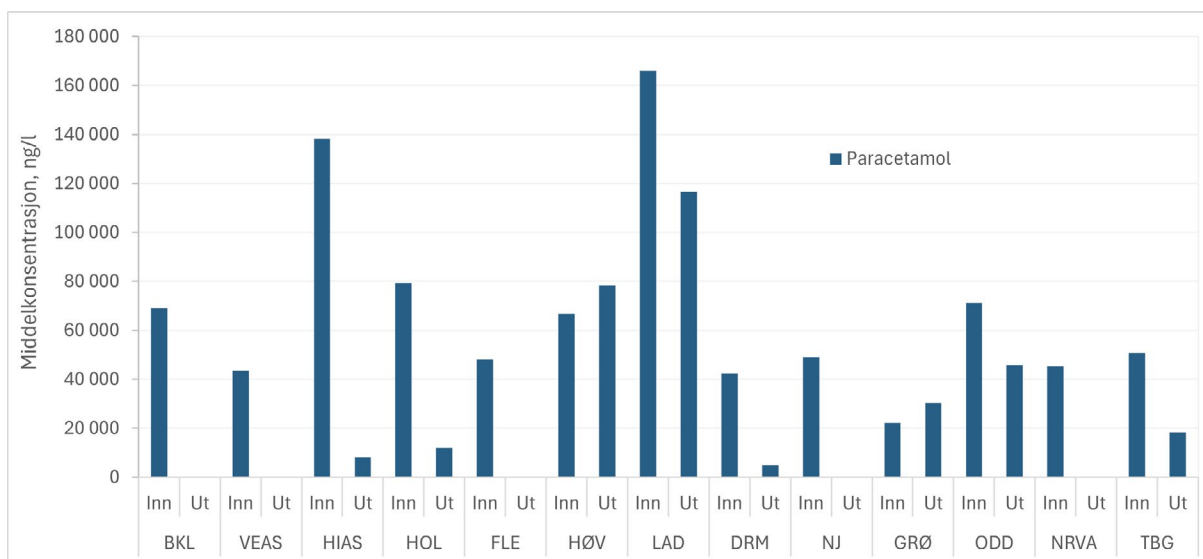
Generelt er den observerte rensegraden for de ulike legemidlene i Figur 2 moderat eller tilnærmet fraværende. Gjennomsnittskonsentrasjonene som vises i figuren, er imidlertid basert på ulikt antall prøver for hvert anlegg og bør

derfor kun benyttes som en indikativ sammenligning. Det må også tas hensyn til analyseusikkerhet mellom de ulike prøverundene, og mindre forskjeller i konsentrasjon eller rensegrad bør derfor ikke overtolkes.



Figur 2. Oversikt over analyserte konsentrasjoner (gjennomsnitt) av legemidler (foruten paracetamol) og metylbenzotriazol ved de ulike anlegg (BKL = Bekkelaget, HOL = Holen, FLE = Flesland, HØV = Høvringen, LAD = Ladehamneren, DRM = Drammen, NJ = Nord-Jæren, GRØ = Grødal, ODD = Oddeøya, TBG = Tønsberg). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er i beregningene av gjennomsnittet satt lik kvantifiseringsgrensen, for å unngå systematisk underestimering av lave nivåer.

Paracetamol er vist separat i Figur 3 på grunn av betydelig høyere konsentrasjonsnivåer enn for de øvrige legemidlene. Paracetamol er et vanlig reseptfritt legemiddel som brukes i høye doser og med høy brukshyppighet, og forekommer derfor i de høyeste konsentrasjonene i ubehandlet avløpsvann. Paracetamol brukes ofte som indikator på effektiv biologisk renseprosess, ettersom stoffet ikke regnes som persistent og normalt brytes ned i stor grad allerede i dagens biologiske rensetrinn. Som figuren indikerer, kan dette i hovedsak også observeres for de undersøkte anleggene. Unntak sees imidlertid ved Høvringen og Ladehamneren i Trondheim, samt Grødal og Oddeøya, og noen andre anlegg der paracetamol ikke renses bort effektivt. Dette kan forklares med mindre omfattende biologisk rensing og fravær av nitrogenfjerning, noe som gir begrensede forutsetninger for effektiv biologisk nedbrytning av paracetamol. Resultatene kan imidlertid også være påvirket av prøvetakingstidspunkt og et begrenset datagrunnlag, og bør derfor tolkes med forsiktighet.



Figur 3. Oversikt over analyserte konsentrasjoner (gjennomsnitt) av paracetamol ved de ulike anlegg (BKL = Bekkelaget, HOL = Holen, FLE = Flesland, HØV = Høvringen, LAD = Ladehammeren, DRM = Drammen, NJ = Nord-Jæren, GRØ = Grødal, ODD = Odderøya, TBG = Tønsberg). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er i beregningene av gjennomsnittet satt lik kvantifiseringsgrensen, for å unngå systematisk underestimering av lave nivåer.

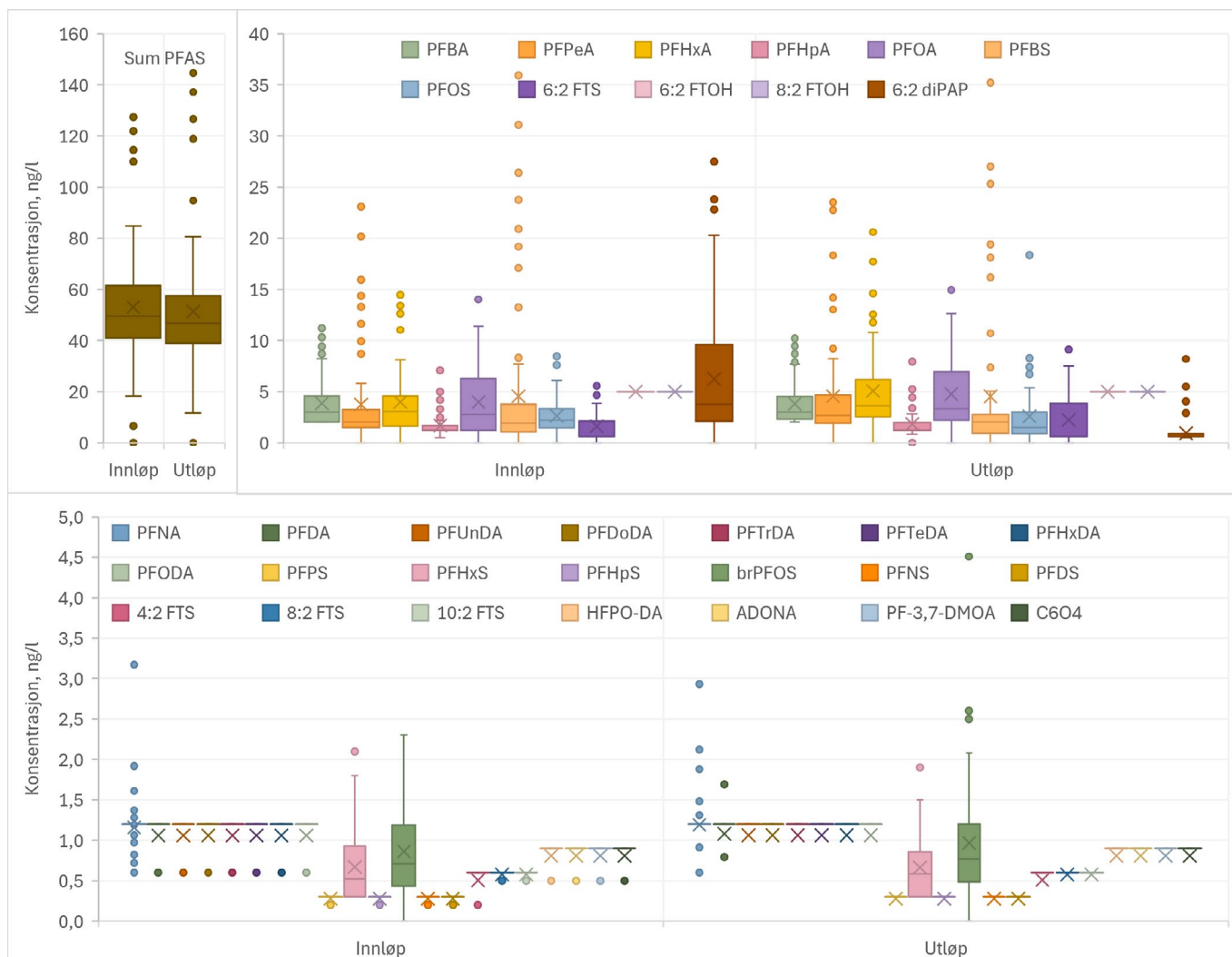
3.2. Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 4 viser tilsvarende fordeling av samtlige målte konsentrasjoner for analyserte PFAS-forbindelser og deres sumparametere (Sum PFAS) i innløp (70 prøver) og utløp (69 prøver) ved alle renseanlegg som inngår i studien. Resultatene er basert på alle tilgjengelige målinger, uavhengig av prøvetype, og gir et samlet bilde av både konsentrasjonsnivåer og variasjon mellom anlegg og prøvetakinger.

Sammenlignet med legemidler (Figur 1) er spredningen i konsentrasjoner generelt betydelig mindre for PFAS, og det er i hovedsak enkelte enkeltmålinger som avviker fra øvrige resultater. Figuren viser også at mer enn halvparten av de analyserte PFAS-forbindelsene ikke kunne kvantifiseres, verken i innløps- eller utløpsvann.

Det er viktig å påpeke at kvantifiseringsgrense for mange PFAS-forbindelser i disse analyser ligger på relativt høye konsentrasjonsnivåer. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen inngår normalt ikke i beregningen av sumparametere som ΣPFAS_4 , ΣPFAS_{11} og ΣPFOA -ekvivalenter ($\Sigma\text{PFOA}_{\text{ekvPFAS}_{24}}$). De faktiske samlede PFAS-konsentrasjonene kan derfor være vesentlig høyere enn det som kommer frem når sumparametere beregnes på denne måten, noe som også kan påvirke beregnet renseeffekt. I Figur 4 er imidlertid kvantifiseringsgrensen benyttet som verdi ved beregning av Sum PFAS, for å muliggjøre sammenligning mellom innløp og utløp.

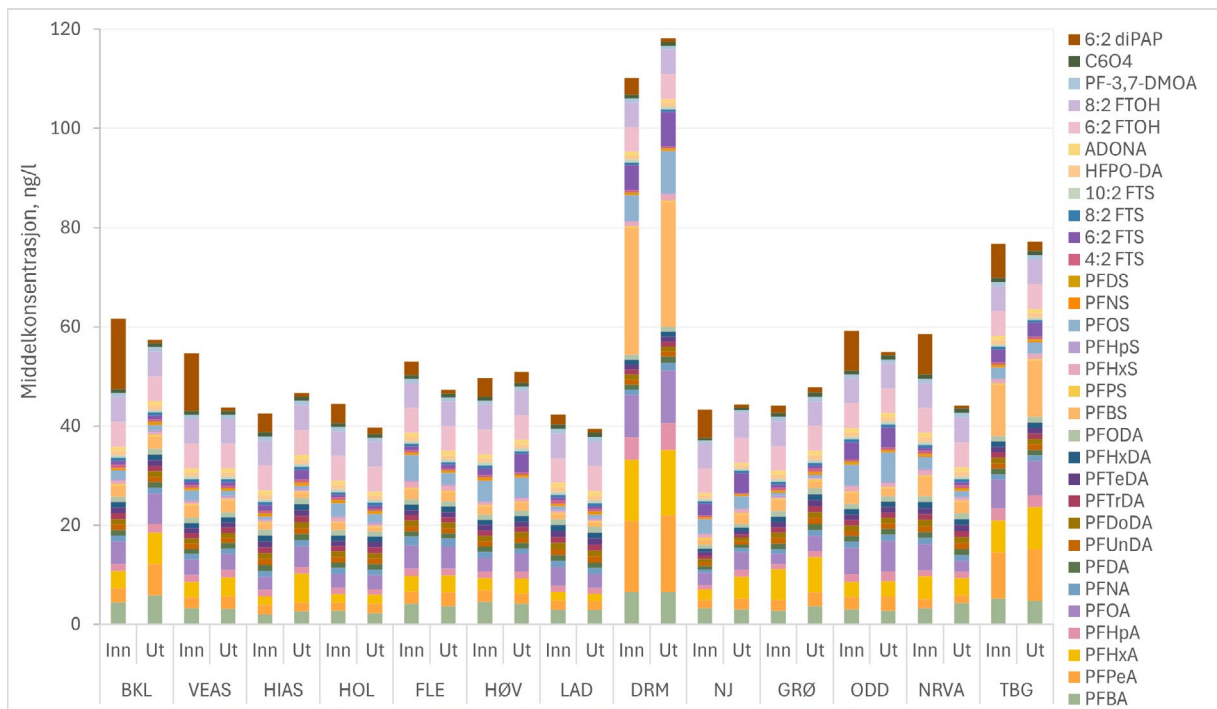
Resultatene i denne studien er i tråd med tidligere arbeid og de omfattende analysene som NIVA har utført på disse stoffene i Norge og internasjonalt. Resultatene samsvarer med forventningene med hensyn til bruksmønstre og fysiokjemiske egenskaper til denne stoffgruppen. De vanligst påviste stoffene var de mer polare (vannløselige) PFAS. Dette er et resultat av at industrien beveger seg bort fra langkjedede stoffer, og også fordi disse stoffene er mer mobile.



Figur 4. Fordeling av konsentrasjoner (ng/l) for analyserte PFAS og Sum PFAS i innløp og utløp ved samtlige renseanlegg. Figuren er basert på alle tilgjengelige målinger i datasettet. Hver boks viser spennet mellom 25- og 75-persentil (interkvartil-området), med medianen markert som en horisontal linje inne i boksen. Kryss markerer gjennomsnittlig verdi, mens punkter utenfor boksene representerer enkeltmålinger. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er i beregningene satt lik kvantifiseringsgrensen, for å unngå systematisk underestimering av lave nivåer.

Rensegraden er generelt svært dårlig for samtlige analyserte PFAS foruten 6:2 diPAP og det er ikke overraskende da PFAS er ekstremt stabile stoffer. Fjerning av PFAS fra avløpsvann skjer vanligvis kun via sorpsjon til faste stoffer (og filtre), men de mest polare vannløselige stoffene binder seg ikke til faste stoffer og slippes derfor ut til resipient. At 6:2 diPAP som brukes i papir- og engangskopper ble fjernet beror på at stoffet er svært uløselig i vann og dets tilstedeværelse er knyttet til fibre og partikler. Fjerning av dette stoffet fra avløpsvann er derfor knyttet til oppsamling i slammet, hvor det vanligvis finnes i konsentrasjoner på 1-10 µg/kg (tørrvekt) (Miljødirektoratet, 2026).

Figur 5 viser gjennomsnittlige innløps- og utløpskonsentrasjoner for hvert renseanlegg. De gjennomsnittlige konsentrasjonsnivåene i både ubehandlet innløpsvann og rens utløpsvann fremstår som relativt homogene mellom de fleste anleggene. Samtidig viser figuren at Solumstrand renseanlegg i Drammen skiller seg ut med vesentlig høyere konsentrasjoner av kortkjededede PFAS som PFBS, PFHxA og PFPeA sammenlignet med de øvrige anleggene. En mulig forklaring kan være særskilte oppstrøms kilder, herunder sigevann fra Lindum, som kan bidra til de høyere PFAS-konsentrasjonene i innløpsvannet. Figuren viser også at rensegraden for PFAS generelt er svært begrenset eller fraværende, med unntak av 6:2 diPAP, som er diskutert ovenfor.



Figur 5. Oversikt over analyserte konsentrasjoner (gjennomsnitt) av PFAS ved de ulike anlegg (BKL = Bekkelaget, HOL = Holen, FLE = Flesland, HØV = Høvringen, LAD = Ladehammeren, DRM = Drammen, NJ = Nord-Jæren, GRØ = Grødalaland, ODD = Odderøya, TBG = Tønsberg). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er i beregningene av gjennomsnittet satt lik kvantifiseringsgrensen, for å unngå systematisk underestimering av lave nivåer.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) blir i økende grad anerkjent som persistente forurensninger i kommunalt avløpsvann, hvor de ikke bare forekommer som velkjente sluttprodukter, men også som mindre studerte forløperforbindelser. Mange av disse PFAS-forløperne er utformet for å være kjemisk stabile under bruk, men de kan transformeres under avløpsrensning gjennom biologiske og enzymatiske prosesser. Enzymer og mikroorganismer kan bryte ned forløpermolekyler og omdanne dem til mer persistente og mobile perfluoralkylsyrer som perfluoroktansulfonat (PFOS) og perfluorheksansyre (PFHxA). Som et resultat kan avløpsrensning utsluktet fungere som transformasjonsknutepunkter, noe som reduserer noen forløperbelastninger samtidig som de øker konsentrasjonene av miljømessig persistent PFAS, med viktige implikasjoner for nedstrøms vannmiljøer og slamhåndtering.

3.3. Sammenligning med svenske renseanlegg

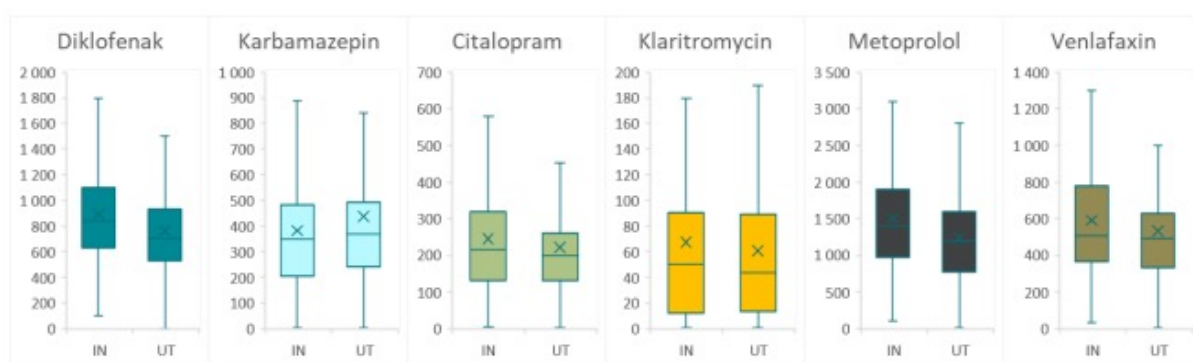
Figur 6 viser data fra en nylig sammenstilling av analyser av legemidler ved svenske renseanlegg, som over flere år har mottatt finansiering og faglig støtte fra Naturvårdsverket (Önnby et al., 2024). Det kommer frem av denne figuren, og ved sammenligning med Figur 2 (samt analysedata i vedlegget), at konsentrasjonene ved norske renseanlegg generelt ser ut til å ligge på lavere nivåer enn ved de svenske anleggene.

For diklofenak ligger gjennomsnittlige konsentrasjoner i avløpsvann ved svenske renseanlegg på om lag 900 ng/l, mens tilsvarende nivåer i dette prosjektet ligger rundt 400 ng/l ved norske anlegg. Også for citalopram, karbamazepin og venlafaksin er de analyserte konsentrasjonene i avløpsvann ved norske anlegg gjennomgående lavere enn ved svenske anlegg. For klaritromycin ligger konsentrasjonene imidlertid i samme størrelsesorden i norsk og svensk avløpsvann.

Av stoffene som vises i Figur 6 er det kun metoprolol som skiller seg ut ved å ha høyere gjennomsnittskonsentrasjoner i norsk avløpsvann, med en verdi på om lag 2 300 ng/l, sammenlignet med rundt 1 500 ng/l i de svenske dataene. Konsentrasjoner av paracetamol (ikke vist i Figur 6) ligger også betydelig høyere i dette prosjektet enn ved svenske anlegg, med nivåer som er omtrent dobbelt så høye.

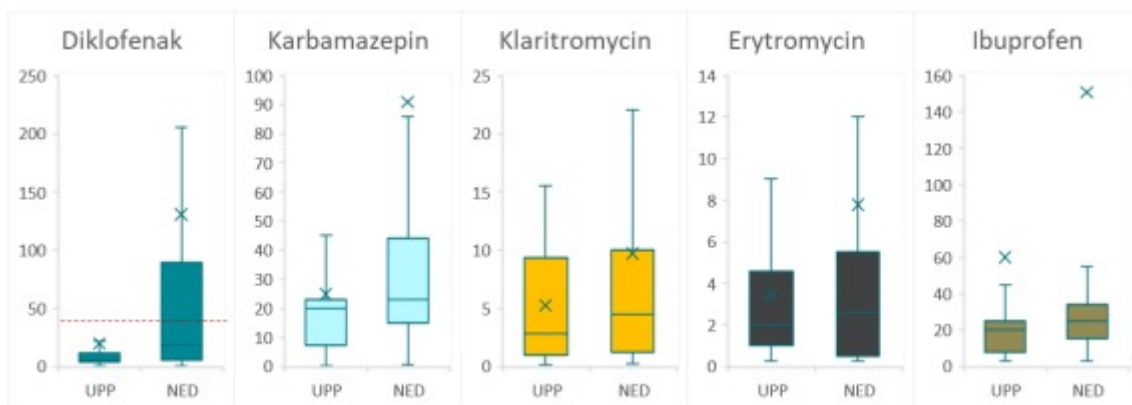
For PFAS kan PFOA og PFOS brukes som eksempler. Tilsvarende datagrunnlag fra Sverige viser at gjennomsnittlige innløpskonsentrasjoner ligger på henholdsvis 16,3 ng/l (PFOA) og 13,1 ng/l (PFOS). Dette er vesentlig høyere enn det som rapporteres i de aktuelle analysene i denne studien, der gjennomsnittlige konsentrasjoner i innløpsvann ligger på om lag 4,0 ng/l for PFOA og 2,7 ng/l for PFOS (Figur 4).

Forskjellene kan delvis forklares med ulik legemiddelbruk mellom landene, forskjeller i andel fremmedvann, varierende bidrag fra oppstrøms kilder, samt forskjeller i datagrunnlag. De svenske dataene bygger på flere hundre analyser over flere år, mens datagrunnlaget i dette prosjektet er basert på et begrenset antall enkeltprøver under 2025. Tidspunktet for prøvetaking gir derfor i hovedsak et øyeblikksbilde, og kan avvike fra et mer representativt gjennomsnitt over lengre tidsperioder. En direkte sammenligning mellom norske og svenske data bør derfor gjøres med forsiktighet, og et mer omfattende datagrunnlag fra norske rensesanlegg er nødvendig for å etablere et sikrere grunnlag for benchmarking.



Figur 6. Konsentrasjon (ng/l) av ulike legemidler gjennom svenske avløpsrenseanlegg. Kryss angir gjennomsnittsverdier, mens streker viser medianen av de samlede måleverdiene. Uteliggere er utelatt fra figuren (Önnby et al., 2024).

Figur 7 viser, basert på samme dataunderlag (Önnby et al., 2024) et eksempel på hvordan resipientprøvetaking oppstrøms (UPP) og nedstrøms (NED) for utslippspunktet fra rensesanlegg kan brukes for å undersøke påvirkning fra utslipp av rensed avløpsvann. Konsentrasjonene er gjennomgående høyere nedstrøms utslippspunktet, noe som illustrerer påvirkning fra rensesanlegget. Effekten blir særlig tydelig ved lav fortynning i resipienten. Figuren er basert på svenske innlandsvann, der det er mulig å ta representative prøver både oppstrøms og nedstrøms utslippet. I kystresipienter er dette vanligvis ikke mulig, og resipientpåvirkning er derfor mer krevende å undersøke og dokumentere. En tilsvarende vurdering kan ikke gjennomføres for de norske anleggene, ettersom resipientprøver kun er tatt i begrenset omfang, og kun i enkelte tilfeller både oppstrøms og nedstrøms, slik som ved NRVA rensesanlegg i Lillestrøm (se kapittel 3.4.4).



Figur 7. Konsentrasjoner av utvalgte legemidler i resipientprøver oppstrøms (UPP) og nedstrøms (NED) utslippspunktet fra rensenanlegg i svenske innlandsvann. Den røde linjen representerer gjeldende eller foreslått grenseverdi for årsmiddelverdi (EQS) i innlandsvann i Sverige. For karbamazepin, klaritromycin, erytromycin og ibuprofen ligger de foreslåtte grenseverdiene utenfor konsentrasjonsområdet som vises i figuren. Kryss angir gjennomsnittsverdier, mens boksene viser median og variasjon basert på de samlede målingene. Uteliggere er utelatt (Önnby et al., 2024).

3.4. Relaterte undersøkelser

I forbindelse med prøvetakingene inngikk det også noen ekstra prøver for å belyse ulike relaterte aspekter, som diskuteres i de påfølgende avsnittene.

3.4.1. Vannføringens betydning for analyseresultater og massestrøm

Aktuell vannføring ved rensenanlegget under prøvetaking er en viktig parameter som bør registreres for å kunne tolke analyseresultatene på en korrekt måte. Ettersom ikke alle rensenanlegg har kunnet fremskaffe vannføringsdata for de enkelte prøvetakingene, brukes Holen og Flesland rensenanlegg i Bergen kommune som eksempel på hvordan vannføring kan inngå i tolkningen av resultatene.

Tabell 7 viser døgnmiddelvannføring ved de fem prøvetakingene ved de to anleggene. Det kan observeres en tydelig økning i vannføring gjennom året. Forutsatt et relativt stabilt antall tilknyttede innbyggere, kan den økte vannføringen hovedsakelig forklares med større tilførsel av fremmedvann og eventuelt industrielle bidrag. I teorien vil økt vannføring medføre lavere konsentrasjoner av stoffer som primært stammer fra husholdninger, for eksempel legemidler, dersom forbruket er relativt stabilt gjennom året. Prøvetakingsuke 27 ved Flesland inngår ikke i den videre vurderingen, da den analyserte ukeprøven kun består av døgnprøver fra mandag til fredag. En direkte sammenligning med øvrige ukeprøver vurderes derfor som mindre egnet.

Tabell 7. Døgnmiddelvannføring (m³/d) ved ulike prøvetakinger ved Flesland og Holen renseanlegg.

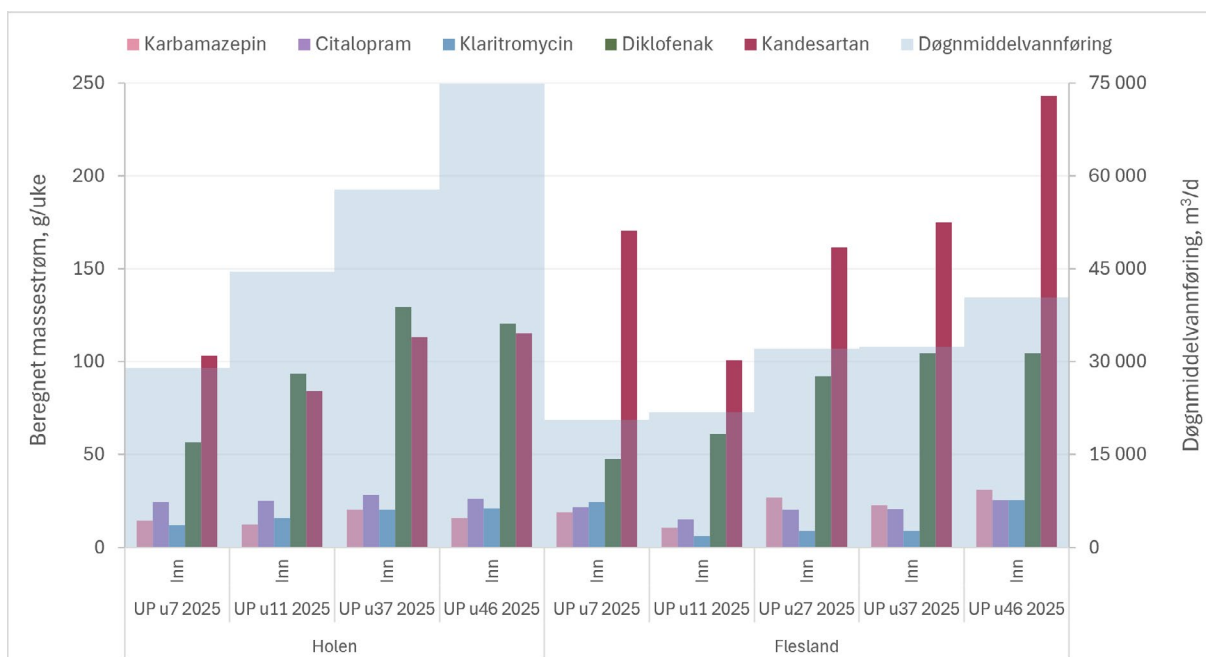
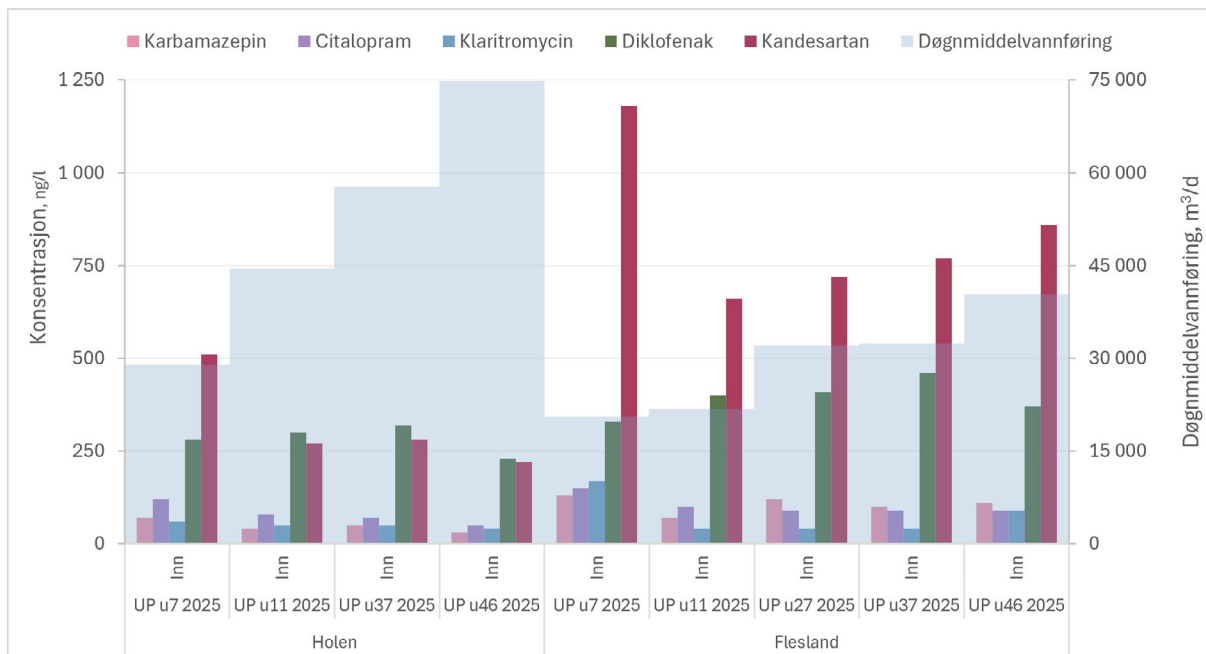
Prøvetakingsuke 2025*	Døgnmiddelvannføring m ³ /d	
	Flesland Renseanlegg	Holen Renseanlegg
Uke 7	20 621	28 943
Uke 11	26 052	44 524
Uke 27	32 041	62 880
Uke 37	32 416	57 724
Uke 46	40 351	74 836
* Prøvetakingsuke 19 er ikke inkludert, da prøvene ikke ble analysert.		

Hvordan rapporterte konsentrasjoner av ulike legemidler i innløpsvann varierer med vannføring i de ulike prøvetakingsukene, er vist i Figur 8. For Holen renseanlegg kan det observeres en viss nedadgående trend i konsentrasjoner ved økende vannføring. For kandesartan rapporteres for eksempel om lag halvert konsentrasjon i prøveuke 46 sammenlignet med uke 7, samtidig som vannføringen er mer enn doblet. Denne trenden er imidlertid ikke like tydelig for alle stoffer. For diklofenak ligger konsentrasjonene relativt stabilt gjennom året, til tross for økende vannføring.

For Flesland renseanlegg fremstår sammenhengen mer kompleks. Bortsett fra første prøvetaking, som hadde lavest vannføring og for flere stoffer de høyeste konsentrasjonene, kan det for enkelte stoffer observeres en svak økende trend i konsentrasjon med økende vannføring. For kandesartan rapporteres for eksempel om lag 25 % høyere konsentrasjon i siste prøvetakingsuke sammenlignet med tidligere prøver, samtidig som vannføringen da er omtrent doblet. En mulig forklaring kan være sesongvariasjoner i forbruk, men dersom dette var hovedårsaken, ville man forvente tilsvarende mønster ved Holen. For diklofenak er det heller ikke ved Flesland noen tydelig sammenheng mellom konsentrasjon og vannføring. Basert på tilgjengelig informasjon om anleggene (Tabell 3) er det derfor vanskelig å gi en entydig forklaring.

Figuren viser også hvordan massestrøm påvirkes av endringer i vannføring og konsentrasjon. Ved Holen ser det ut til at massestrømmen av de fleste legemidler kun påvirkes moderat av økende vannføring, ettersom lavere konsentrasjoner i noen grad kompenseres av høyere vannvolum. For kandesartan ligger for eksempel den beregnede tilførte mengden relativt jevnt til rundt 0,1 kg/uke, mens diklofenak øker fra om lag 0,05 kg/uke til 0,12 kg/uke gjennom året.

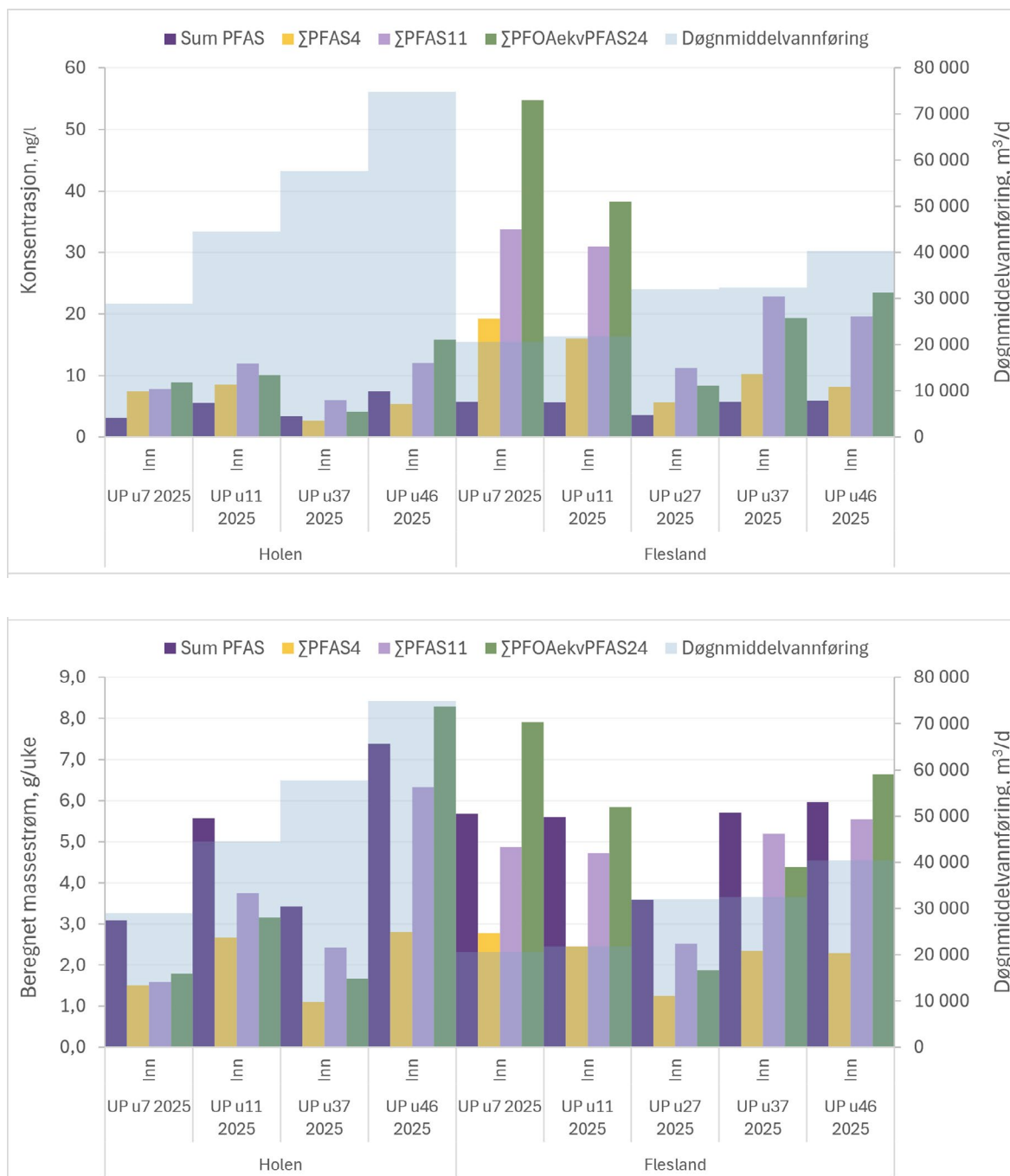
Ved Flesland øker massestrømmen for de fleste stoffer gjennom året, med unntak av kandesartan ved første prøvetaking. For diklofenak øker massestrømmen fra omtrent 0,05 kg/uke til rundt 0,1 kg/uke. At de totale mengdene som tilføres begge anleggene ligger i samme størrelsesorden, er forventet, ettersom de to renseanleggene har tilsvarende dimensjonert kapasitet og omtrent lik andel tilknyttede innbyggere (Tabell 3).



Figur 8. Analyserte konsentrasjoner (øverst) og beregnet massestrøm (nederst) for utvalgte stoffer, samt tilhørende vannføring ved prøvetakingene ved Flesland og Holen renseanlegg.

For PFAS kan en tilsvarende vurdering gjennomføres. Konsentrasjoner av ulike PFAS-summeparametere og beregnet massestrøm, sammen med tilhørende vannføring, er vist i Figur 9. For Holen renseanlegg rapporteres relativt stabile konsentrasjoner av de fleste PFAS, og også sumparameterne ligger på et jevnt nivå gjennom året. Dette kan tolkes som at PFAS i mindre grad stammer fra husholdninger, men i større grad fra andre kilder, inkludert forurensede områder som kan mobiliseres ved økt nedbør. Når vannføringen øker gjennom året, innebærer dette at massestrømmen av PFAS også øker, slik figuren viser.

For Flesland rensenanlegg er sammenhengen mindre entydig. De høyeste konsentrasjonene observeres ved lavest vannføring, noe som samlet gir en relativt jevn massestrøm av PFAS til anlegget. Basert på informasjon om tilknyttede virksomheter (Tabell 3) kan dette blant annet forklares med bidrag fra sigevann fra avfallsdeponi og tilførsel fra flyplassområdet, som kan medføre en mer stabil tilførsel av PFAS uavhengig av variasjoner i vannføring.



Figur 9. Analyserte konsentrasjoner (øverst) og beregnet massestrøm (nederst) for PFAS summeparameter, samt tilhørende vannføring ved prøvetakingene ved Flesland og Holen rensenanlegg.

3.4.2. Påvirkning av prøvetype på analyseresultat ved Veas renseanlegg

Ved prøvetaking av vannprøver for analyse av mikroforurensninger er det alltid en risiko for at enkelte stoffer brytes ned under selve prøvetakingsperioden, noe som kan påvirke analyseresultatene. Dette kan ha særlig stor betydning ved rensesystemer som er basert på prosentvis reduksjon av konsentrasjoner fra innløp til utløp, slik som i det reviderte avløpsdirektivet. Ettersom risikoen for nedbrytning er størst i ubehandlet innløpsvann, kan beregnet renseseffekt bli undervurdert dersom nedbrytning av målstoffer skjer før analyse.

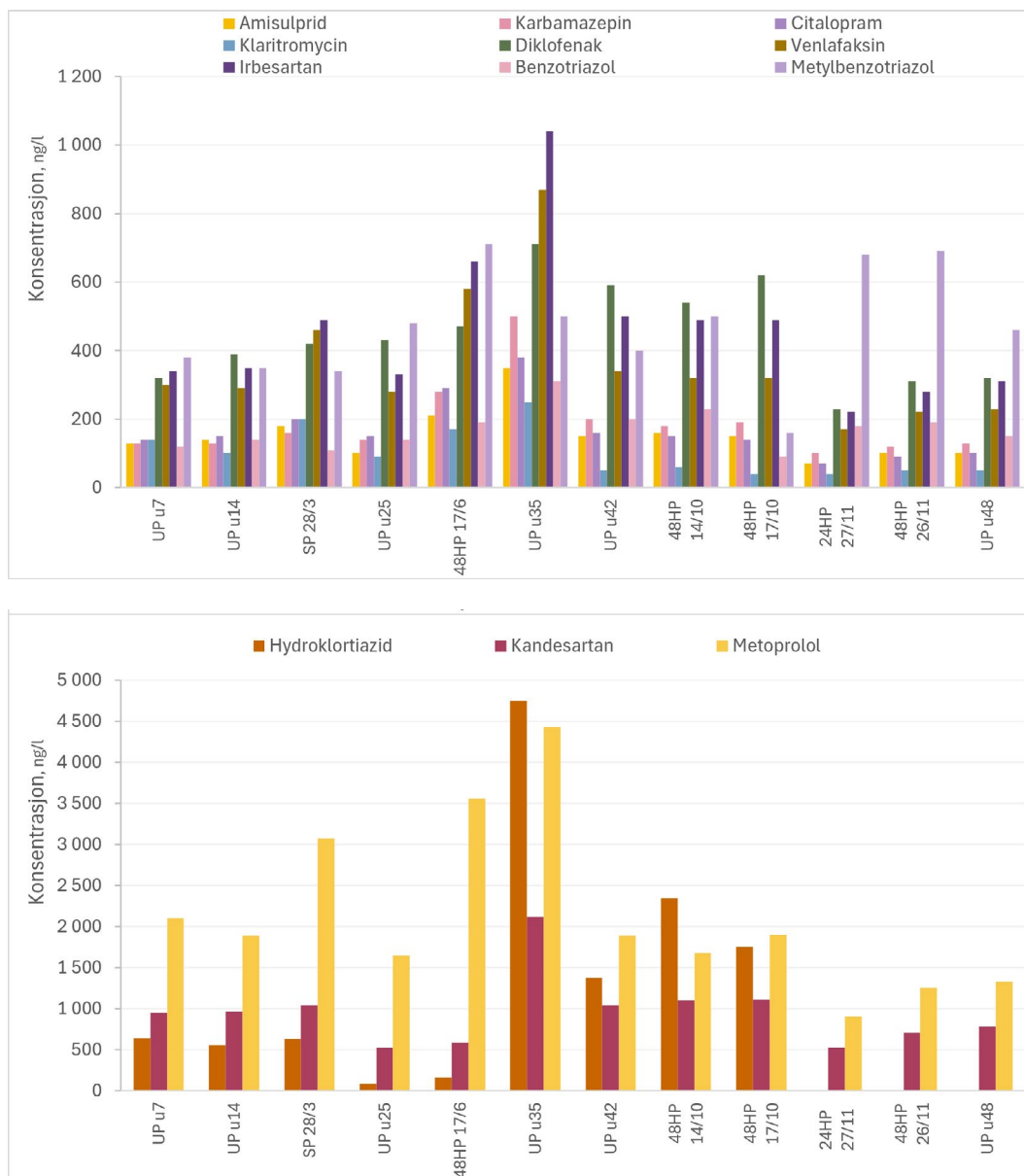
Generelt øker denne risikoen med lengre prøvetakingstid, samtidig som lengre sammensatte prøver ofte gir et mer representativt bilde av variasjoner i utslipp av ulike mikroforurensninger. Ukesprøver anses ofte som godt representative, ettersom de kan fange opp variasjoner i forbruksmønstre, for eksempel for legemidler med ulik bruk gjennom uken. Samtidig innebærer denne prøvetypen at prøven oppbevares over flere døgn før analyse, noe som kan øke risikoen for nedbrytning av enkelte stoffer.

Døgnblandede prøver (24 timer) er en annen vanlig prøvetype ved renseanlegg og benyttes blant annet i mange standardanalyser. Slike prøver gir et godt bilde av konsentrasjonene i avløpsvannet for det aktuelle døgnet, men kan i mindre grad fange opp variasjoner over lengre tidsperioder. Stikkprøver er den enkleste prøvetypen, men gir kun et øyeblikksbilde av avløpsvannets sammensetning. Denne prøvetypen benyttes derfor vanligvis kun for mikrobiologiske parametere og anbefales generelt ikke for analyse av mikroforurensninger, der konsentrasjonene kan variere betydelig over tid. Stikkprøver kan imidlertid være egnet for prøvetaking i resipienter, der konsentrasjonene ofte varierer mindre over korte tidsperioder. I praksis benyttes også hverdagsprøver, helgeprøver og andre prøvetyper, avhengig av formål.

Valg av egnet prøvetype for de undersøkte stoffene er derfor et viktig metodisk spørsmål. Dette er nærmere undersøkt ved Veas renseanlegg, der det i tillegg til ukesprøver også er tatt stikkprøver, døgnblandede prøver (24 timer) og todøgnprøver (48 timer; Tabell 6). Det bør noteres at i det reviderte avløpsdirektivet stilles det krav om bruk av 48-timers sammensatte prøver, som representerer et kompromiss mellom prøvetakingstid og representativitet.

Figur 10 viser at det ikke kan påvises systematiske forskjeller i konsentrasjoner av indikatorstoffene i henhold til avløpsdirektivet mellom ukesprøver, stikkprøver, døgnblandede prøver og 48-timers prøver, selv om det observeres betydelige variasjoner mellom enkeltprøver. Disse variasjonene synes i hovedsak å være knyttet til tidspunktet for prøvetaking, snarere enn til valg av prøvetype. Variasjonen i konsentrasjoner av de ulike stoffene gjennom året fremstår dermed som mer avgjørende enn forskjeller mellom prøvetyper over kortere tidsperioder. Det bemerkes at innløpsprøven fra uke 35 viser gjennomgående høyere konsentrasjoner enn øvrige prøver. Dette kan være et reelt avvik, men kan også skyldes analytiske forhold, og resultatet bør derfor tolkes med varsomhet.

Det bør imidlertid bemerkes at tolkningen ovenfor gjelder for de aktuelle indikatorstoffene, som er relativt stabile og lite nedbrytbare, og som nettopp er inkludert i avløpsdirektivet av denne grunn. For andre, mer lett nedbrytbare stoffer kan betydningen av prøvetype være vesentlig annerledes. Det må også påpekes at denne sammenligningen er basert på et begrenset antall prøver, og at prøvetakingen ikke er gjennomført som et kontrollert vitenskapelig forsøk der ulike prøvetyper er samlet inn parallelt over samme tidsperiode. Resultatene bør derfor tolkes med varsomhet.



Figur 10. Analyserte konsentrasjoner av indikatorstoffene for ulike prøvetyper for avløpsvann ved Veas renseanlegg. Det bemerkes at innløpsprøven fra uke 35 viser avvikende høye konsentrasjoner sammenlignet med øvrige prøver.

Samme konklusjon som for indikatorstoffene kan også trekkes for de undersøkte PFAS, der det heller ikke kan påvises systematiske forskjeller mellom de ulike prøvetypene.

Også helgeprøven som inngikk ved Holen renseanlegg i uke 27 gir i hovedsak tilsvarende resultater som de øvrige prøvene ved anlegget (Figur 25). Innløpsprøven fra uke 27 skiller seg imidlertid noe ut, med noe høyere konsentrasjoner av flere stoffer i avløpsvannet. Ettersom denne ukeprøven kun består av døgnprøver fra mandag til fredag, kan resultatene indikere at utslipp av enkelte legemidler i større grad skjer på hverdager enn i helg. Denne tolkningen støttes av at vannføringen ikke avviker vesentlig fra prøveukene før og etter (Tabell 7). Det kan imidlertid ikke trekkes en sikker konklusjon basert på én enkelt prøve.

Prøvetakingen ved IVARs anlegg (Grødaland og Nord-Jæren) samt ved NRVA renseanlegg i Lillestrøm var basert på døgnblandede prøver. Det ble imidlertid kun gjennomført én prøvetype ved disse anleggene, og en direkte sammenligning med andre prøvetyper er derfor ikke mulig. Resultatene viser likevel en tilsvarende sammensetning og konsentrasjonsnivåer som ved de øvrige renseanleggene.

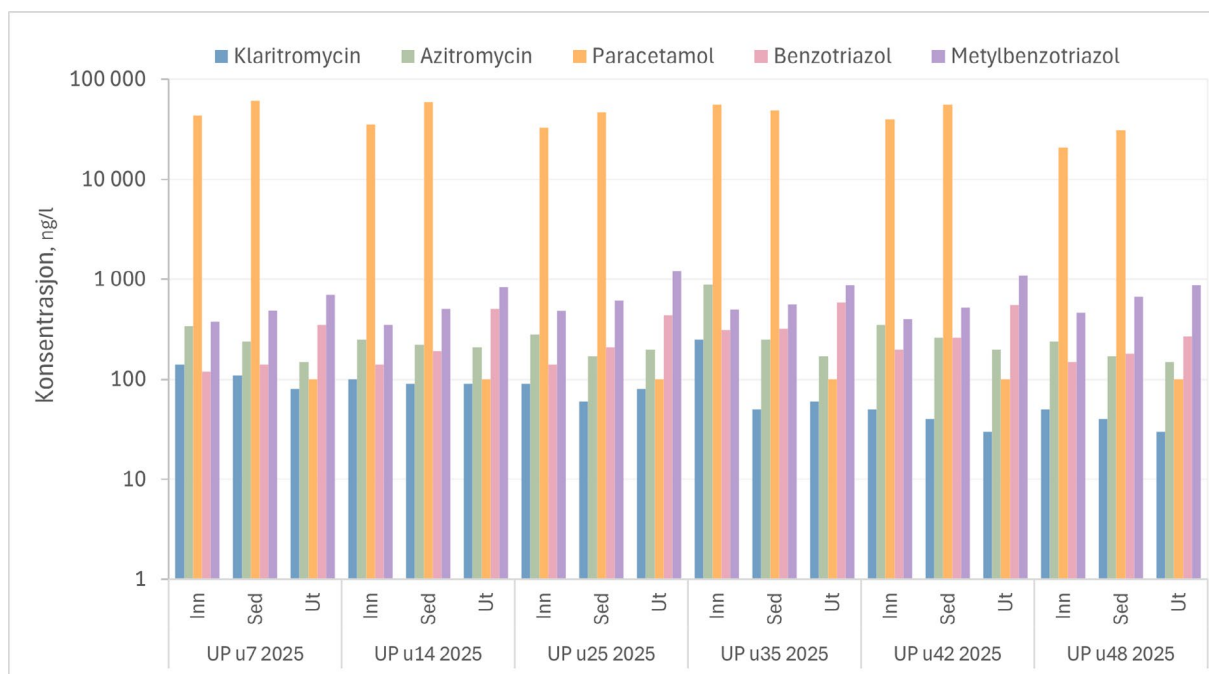
3.4.3. Påvirkning av enkeltstående rensetrinn (ekstra prøver ved Veas)

Figur 11 viser konsentrasjoner av utvalgte stoffer i innløp, etter forfelling (SED) og i utløp ved Veas for ulike ukeprøver (logaritmisk skala). Ved forfelling fjernes om lag 90 % av innkommende suspendert stoff ved bruk av fellingskjemikalier (PAX og PIX). Figuren illustrerer at stoffene oppfører seg ulikt gjennom de ulike rensetrinnene, avhengig av blant annet nedbrytbarhet, sorpsjon til slam og mulige omdanningsprosesser i anlegget. Enkelte stoffer viser en gradvis reduksjon gjennom hele renseprosessen, andre endrer konsentrasjon lite, mens noen stoffer øker etter forsedimentering før de senere fjernes effektivt i de biologiske rensetrinnene.

En slik økning over SED kan blant annet forklares med omfordeling mellom partikkelbundet og oppløst fase, endringer i hydrauliske forhold eller frigjøring av stoffer fra suspendert materiale under forsedimenteringen. Dette innebærer at konsentrasjonene etter SED ikke nødvendigvis er direkte sammenlignbare med innløpsverdiene, og bør tolkes som et mellomtrinn i renseprosessen. For paracetamol illustrerer resultatene dette tydelig: selv om konsentrasjonene i enkelte tilfeller øker over SED, skjer det en betydelig totalreduksjon gjennom det samlede renseanlegget, og utløpskonsentrasjonene er gjennomgående lave. Dette er i tråd med kjent atferd for paracetamol, som i liten grad fjernes i mekaniske rensetrinn, men brytes effektivt ned i biologiske prosesser.

Resultatene fra SED-punktet gir dermed nyttig informasjon om stoffspesifikk dynamikk gjennom renseprosessen, og understreker betydningen av å vurdere både enkelttrinn og samlet renseeffekt ved tolkning av legemiddeldata.

For flere stoffer observeres negative rensegrader over hele anlegget. Slike negative verdier kan skyldes flere forhold, blant annet omfordeling mellom partikkelbundet og oppløst fase, frigjøring av stoffer fra partikler, variasjoner i hydraulisk belastning eller analytisk usikkerhet. Dette illustrerer at rensegrader for enkeltprøver må tolkes med varsomhet, særlig når datagrunnlaget er begrenset.



Figur 11. Analyserte konsentrasjoner av flere stoffer i ukeprøver ved Veas renseanlegg. Det bemerkes at x-aksen er vist i logaritmisk skala. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er i beregningene satt lik kvantifiseringsgrensen, for å unngå systematisk underestimering av lave nivåer.

For PFAS viser resultatene, med unntak av 6:2 diPAP, generelt begrensede endringer i konsentrasjon mellom innløp, forfelling (SED) og utløp. Dette indikerer at PFAS i liten grad fjernes i mekaniske, kjemiske eller biologiske rensetrinn, og at observerte endringer i konsentrasjon i hovedsak kan knyttes til omfordeling mellom partikkelbundet og oppløst fase, snarere enn reell fjerning. 6:2 diPAP utgjør et tydelig unntak og viser effektiv fjerning allerede i forsedimenteringen, noe som er forventet gitt stoffets høye affinitet til partikler og dermed effektiv utskilling sammen med slam.

Den økte forekomsten av PFHxA over rensetrinn som observeres ved enkelte anlegg kan skyldes omdanning eller frigjøring fra PFAS-forløperstoffer (precursors) under renseprosessen. Uten mer detaljerte data om forløperstoffer og prosessforhold kan denne forklaringen imidlertid kun vurderes som indikativ.

Samtlige analyseresultat vises i vedlegg, Tabell 18 og Tabell 19.

3.4.4. Resipientprøver ved NRVA renseanlegg i Lillestrøm

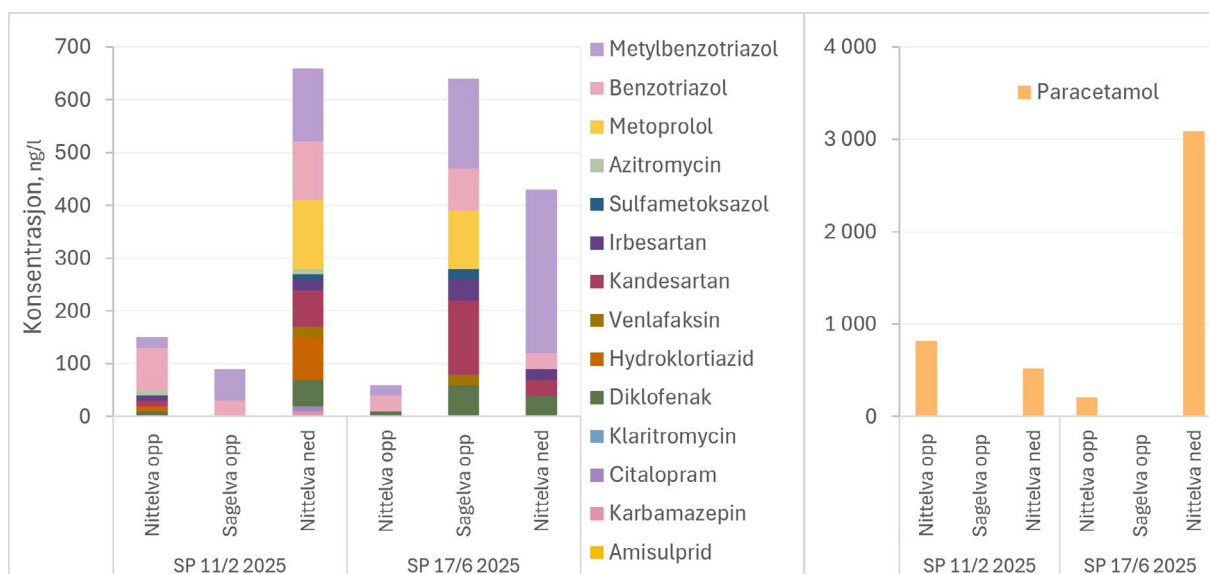
Ved NRVA renseanlegg i Lillestrøm ble det ved to anledninger tatt prøver i resipienten som mottar renset avløpsvann fra anlegget. Prøvetakingen omfattet to oppstrøms prøvepunkter og ett nedstrøms prøvepunkt i Nitelva. Prøvepunktene er beskrevet som følger:

- Oppstrøms: Nitelva ved Kjellerholen (N6) (UTM 33: 6655821 N, 277314 Ø)
- Oppstrøms: Sagelva ved Skjetten bru (F3) (UTM 33: 6653484 N, 277646 Ø)
- Nedstrøms: Nitelva ved Rud (N8) (UTM 33: 6652108 N, 279601 Ø)

Utslippspunktet fra renseanlegget til Nitelva ligger ved Rælingsbrua, om lag 500 meter oppstrøms for det nedstrøms prøvepunktet (N8).

Figur 12 viser at analyseresultatene indikerer noe ulike trender mellom de to prøvetakingene. Ved den første prøvetakingen kunne det tolkes som en tydelig påvirkning fra renseanleggets utslipp på resipienten. Ved den andre prøvetakingen ble det derimot registrert relativt høye konsentrasjoner allerede i oppstrømsprøven fra Sagelva, noe som indikerer at tilførsel fra andre kilder enn renseanlegget eller analysevanskeligheter kan ha hatt betydning.

For paracetamol, som fjernes effektivt i renseanlegget (Figur 37), ble det rapportert en relativt høy konsentrasjon i nedstrømsprøven ved den andre prøvetakingen. Ettersom det ikke foreligger samtidige analyser fra renseanlegget ved tidspunktet for resipientprøvetakingen, er det imidlertid ikke mulig å foreta en nærmere tolkning av disse observasjonene.



Figur 12. Analyserte konsentrasjoner av stoffer i resipientprøver ved NRVA renseanlegg. Kun konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen er inkludert i figuren.

Også for PFAS viser resultatene betydelige forskjeller mellom de to prøvetakingene. Ved den første prøvetakingen ble det observert tilsvarende sammensetning og konsentrasjonsnivåer ved samtlige prøvepunkter, mens den andre prøvetakingen viste en klart annerledes sammensetning og vesentlig lavere konsentrasjoner i oppstrømsprøven fra Nitelva.

Dette kan muligvis skyldes forskjeller i hydrologiske forhold, herunder ulik vannføring og fortykning i de aktuelle resipientpunktene mellom de to prøvetakingene. Det foreligger imidlertid ingen tilgjengelig informasjon om vannføring på prøvetidspunktene, og forklaringen må derfor vurderes som indikativ.

Samtlige analyseresultat vises i vedlegg, Tabell 30.

3.5. Anleggsspesifikke resultater

I dette avsnittet presenteres og diskuteres analyseresultater av analyserte legemidler, metylbenzotriazol og PFAS i innløp og utløp for de ulike ukeprøvene.

Middelrensegraden for indikatorstoffene i henhold til avløpsdirektivet presenteres også og sammenlignes med kravet på 80 %. Denne middelrensegraden påvirkes og blir ofte noe høyere dersom kun de fire stoffene i kategori 1 og de to stoffene i kategori 2 med høyest renseseffekt inkluderes i beregningen. Ettersom datagrunnlaget er begrenset, og valg av disse 4+2 indikatorstoffene kan variere mellom anlegg, angis ikke denne spesifikke middelrensegraden eksplisitt. Resultatene viser likevel tydelig at valg av indikatorstoffer har stor betydning for vurderingen av samlet renseseffekt.

Utløpskonsentrasjonene av relevante legemidler og \sum PFOAekvPFAS₂₄ sammenlignes med foreslåtte EQS-verdier (Tabell 2). For erytromycin, ibuprofen og hormoner kan det ikke gjennomføres en tilsvarende vurdering på grunn av manglende datagrunnlag. På grunn av manglende kunnskap om faktisk fortykning av utløpsvann i resipientene for de ulike renselanleggene, er det ikke mulig å gjennomføre en fullstendig risikovurdering av overskridelser av foreslått EQS. Resultatene gir imidlertid en preliminær indikasjon på potensielt risikonivå.

3.5.1. Overordnede resultater og trender for samtlige anlegg

Paracetamol forekommer i vesentlig høyere konsentrasjoner enn de øvrige legemidlene i innløp ved renselanlegg og er derfor vist som en separat figur i vart avsnitt. Med unntak av paracetamol dominerer metoprolol, hydroklortiazid, kandesartan og metylbenzotriazol konsentrasjonsbildet ved de fleste anleggene, slik også diskutert ovenfor. De observerte variasjonene mellom prøvetakingsperiodene, både i absolutte konsentrasjoner og i forholdet mellom innløp og utløp, kan blant annet knyttes til endringer i belastning, legemiddelbruk, hydrauliske forhold og driftsforhold ved anleggene, samt eventuelle bidrag fra punktkilder, som for eksempel sykehus.

Resultatene for PFAS viser at disse forekommer som komplekse blandinger, der både langkjedede PFAS (som PFOS) og kortere, mer mobile forbindelser bidrar til den samlede belastningen. Blant enkeltstoffene dominerer PFBA, PFOA og PFHxA gjennomgående konsentrasjonsbildet, og utgjør en betydelig andel av de ulike PFAS-sumparametrene. I tillegg bidrar flere kortkjedede PFAS og erstatningsstoffer, noe som gir relativt stabile sumkonsentrasjoner av PFAS mellom prøvetakingsperiodene, til tross for variasjoner i sammensetning. 6:2 diPAP forekommer i innkommende avløpsvann, men i liten eller ingen grad i utløpsvann, noe som er forventet ettersom stoffet har høy affinitet til slam og i stor grad fjernes sammen med primærslammet.

Konsentrasjonene viser ellers begrensede endringer mellom de ulike ukeprøvene. At enkelte PFAS, som for eksempel PFBA, ikke ser ut til å forekomme i flere prøver, skyldes at konsentrasjonene i disse tilfellene ligger under kvantifiseringsgrensen, som her er relativt høy (2 ng/l). I praksis kan PFBA likevel forekomme i konsentrasjoner under dette nivået uten å bli kvantifisert. Dette gjelder også for flere andre PFAS-forbindelser.

Utløpskonsentrasjonene for PFAS er i de fleste tilfeller på samme nivå som i innløp, noe som understreker at konvensjonelle renseprosesser har begrenset effekt på PFAS. Resultatene er i tråd med tidligere erfaringer, der PFAS i hovedsak videreføres gjennom renseanlegg uten innføring av avansert rensing. 6:2 diPAP utgjør et unntak og viser effektiv fjerning, i samsvar med det som er beskrevet i avsnitt 3.4.3. Økningen av PFHxA som observeres ved enkelte anlegg kan skyldes omdanning eller frigjøring fra forløperstoffer (precursors) under renseprosessen. Uten mer detaljerte data kan dette imidlertid kun vurderes som en indikativ forklaring.

I motsetning til legemidler viser PFAS ikke samme trender mellom de ulike prøvetakingene. Dette indikerer at PFAS kan ha andre kilder og transportveier enn legemidler. Mens legemidler i hovedsak stammer fra husholdninger, og konsentrasjonene derfor ofte er høyere i innløpsvann ved lav fortykning (for eksempel under tørre værforhold), kan PFAS ha mer sammensatte kilder og i større grad transporteres via overvann og dagvann. Dette kan medføre høyere konsentrasjoner ved økt andel fremmedvann, for eksempel i perioder med nedbør.

3.5.2. Veas renseanlegg

Veas renseanlegg behandler avløpsvann fra Asker, Bærum og store deler av Oslo-området, og har indre Oslofjord som resipient. Anlegget er et av Norges største avløpsrenseanlegg, med en gjennomsnittlig belastning på om lag 700 000 personekvivalenter (pe) ved en totalkapasitet på 1 100 000 pe. Renseprosessen omfatter forfelling etterfulgt av biologisk rensing med nitrogenfjerning med biofilmprosess. Rensegraden for fosfor og BOF_5 er med 93 % svært bra, nitrogen fjernes med omtrent 80 %. Andel fremmedevann ligger med omtrent 60 % på en høy, men jevnførbart nivå som ved andre renseanlegg som inngår i studien.

Ved Veas er det også gjennomført flere kompletterende prøvetakinger, inklusive etter forfelling (SED) som et ekstra prøvetakingspunkt for å belyse endringer i legemiddelkonsentrasjoner gjennom de enkelte rensetrinnene. I tillegg er det benyttet ulike prøvetyper, herunder stikkprøver samt sammensatte prøver over 24 og 48 timer, for å vurdere hvordan valg av prøvetakingsopplegg påvirker målte konsentrasjoner. Resultatene fra disse undersøkelsene presenteres i avsnitt 3.4.1 og 3.4.3, mens resultatene i dette avsnittet kun fokuserer på ukeprøver, for å sikre et sammenlignbart grunnlag med de øvrige renseanleggene i studien.

Samtlige analyseresultater er presentert i vedlegg, Tabell 18 og Tabell 19.

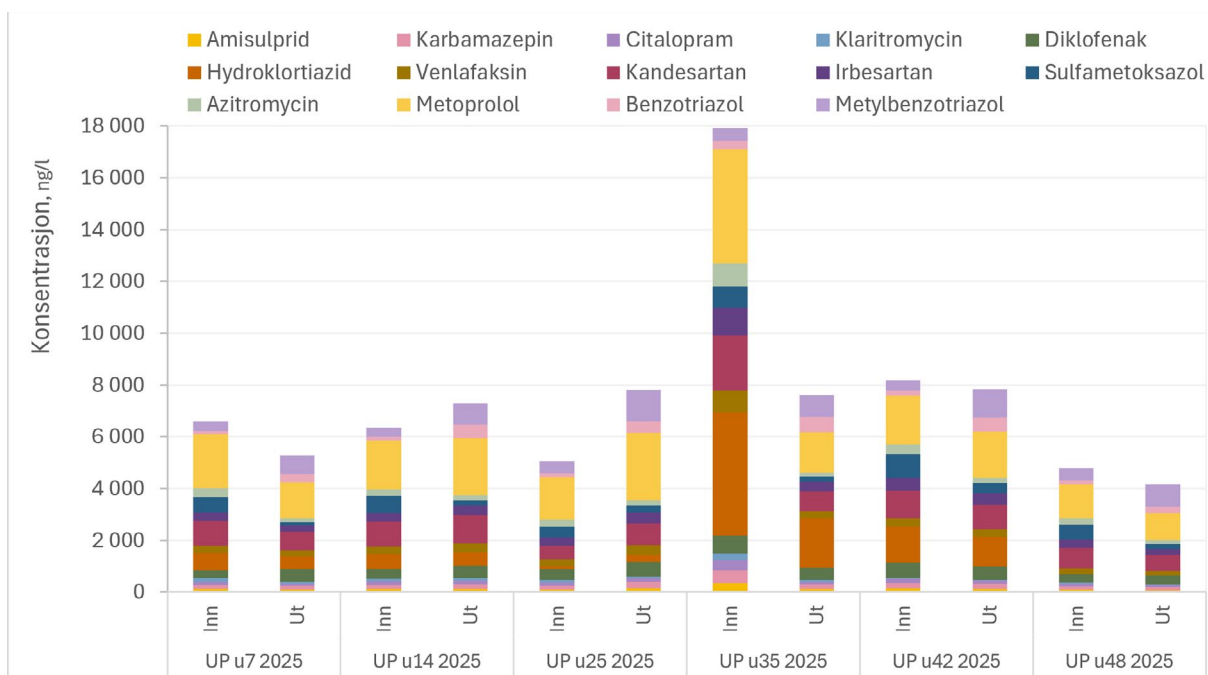
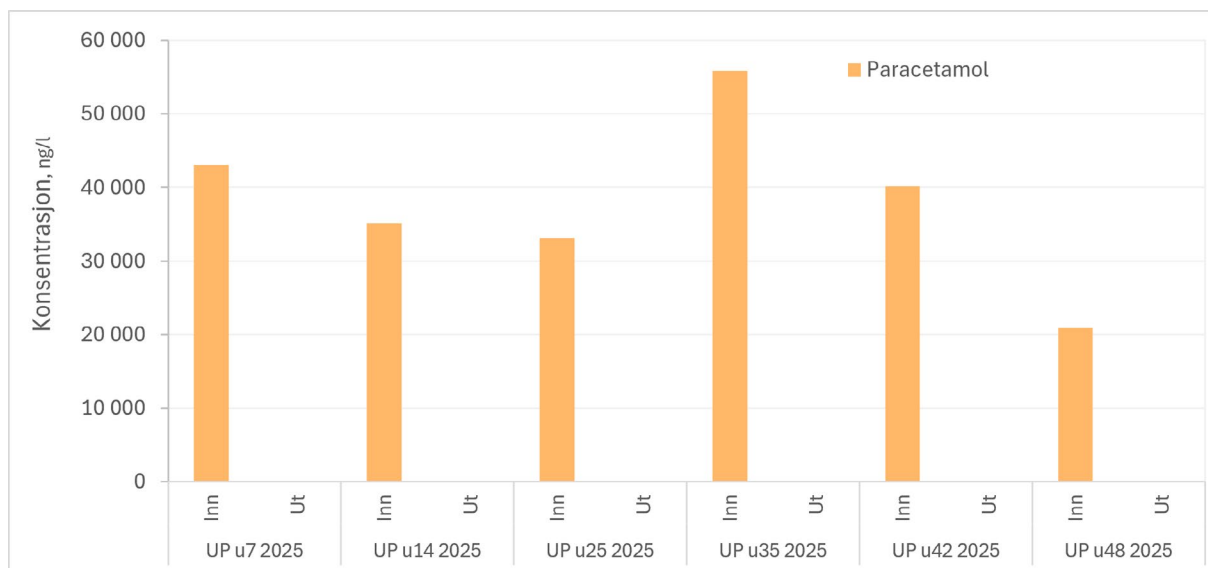
Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 13 viser konsentrasjoner av analyserte legemidler i innløp og utløp ved Veas renseanlegg for de ulike ukeprøvene. Paracetamol er vist separat, ettersom stoffet forekommer i vesentlig høyere konsentrasjoner enn de øvrige legemidlene i innløp.

Konsentrasjoner av analyserte legemidler i innløp og utløp ved Veas renseanlegg viser at de fleste ukeprøvene gir relativt like konsentrasjoner, både i innløp og utløp (Figur 13). Uke 35 skiller seg imidlertid ut, med høyere konsentrasjoner av flere stoffer, særlig hydroklortiazid, men også karbamazepin, diklofenak, irbesartan og enkelte andre forbindelser. Dette kan skyldes analyseusikkerhet i denne prøven, og resultatene bør derfor vurderes med forsiktighet. Det kan ikke utelukkes at prøven i mindre grad er representativ sammenlignet med de øvrige ukeprøvene.

At flere stoffer samtidig oppviser forhøyede konsentrasjoner i denne perioden, kan indikere lavere fortykning i innløpsvannet, for eksempel som følge av redusert andel fremmedvann. Uten nærmere informasjon om spesifikke forhold under prøvetakingen kan dette imidlertid kun vurderes som en mulig forklaring. Andre forhold, som variasjoner i prøvetakingsopplegg, strømming i anlegget eller analytiske forhold ved laboratoriet, kan også ha bidratt til de observerte avvikene.

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ligger i gjennomsnitt rundt to størrelsesordener over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Dette innebærer at enten betydelig fortykning i resipienten eller høyere renseeffekt vil være nødvendig for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at andre bidrag til resipienten er begrenset. For de øvrige analyserte legemidlene er det enten lavere risiko eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 13. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Veas renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Tabell 8 viser beregnede rensegrader for analyserte legemidler og metylbenzotriazol ved Veas renseanlegg, basert på målinger fra ukeprøver i innløp og i utløp. Resultatene viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 %. For sulfametoksazol oppnås kun moderat renseeffekt (>40 %) ved ett enkelt prøvetilfelle. Kun paracetamol viser gjennomgående svært høy totalreduksjon, ofte nær eller lik 100 %, til tross for negative eller varierende rensegrader over forsedimenteringen (se avsnitt 3.4.3). Dette understreker at hoveddelen av fjerningen skjer i de biologiske rensetrinnene, og ikke i forsedimenteringen.

Samlet middelrensegrad for indikatorstoffene ligger klart under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger. For et anlegg av denne størrelsen er dette særlig relevant, ettersom Veas omfattes av krav om kvartær rensing i henhold til det reviderte avløpsdirektivet.

Tabell 8. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Veas renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

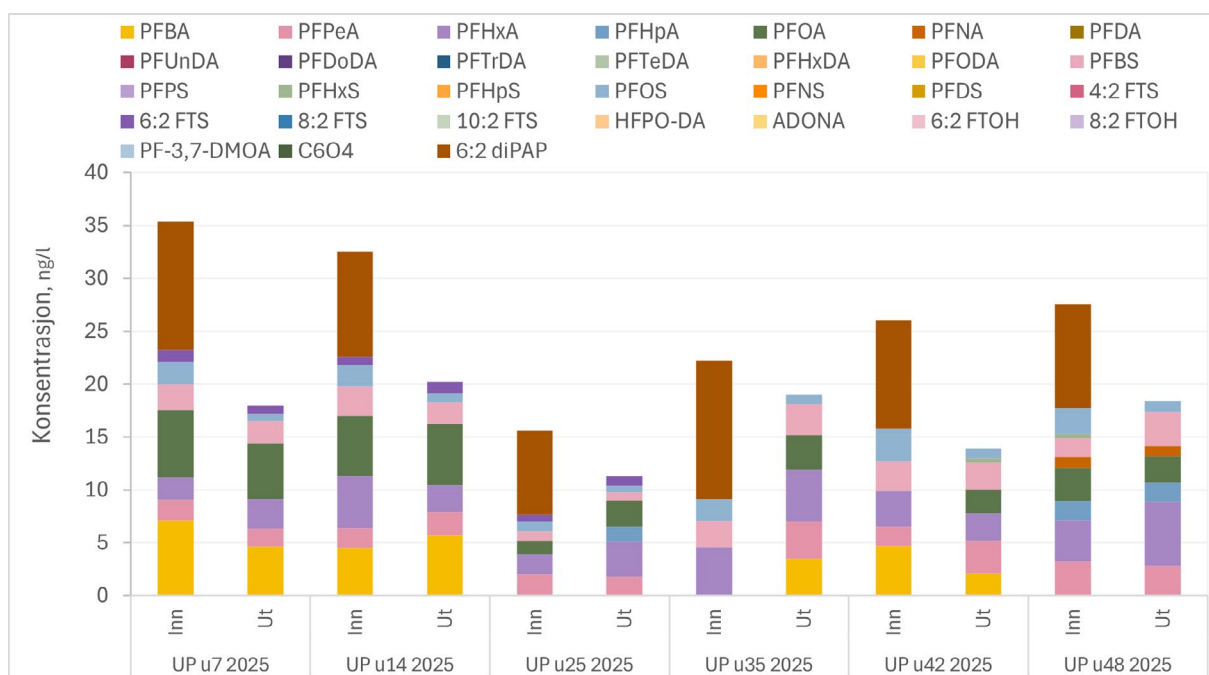
Stoff	UP u7 2025	UP u14 2025	UP u25 2025	UP u35 2025	UP u42 2025	UP u48 2025
Amisulprid ^{K1}	0%	-27%	-88%	-8%	0%	0%
Karbamazepin ^{K1}	-27%	-70%	-100%	10%	-5%	-9%
Citalopram ^{K1}	27%	-8%	-33%	18%	23%	0%
Klaritromycin ^{K1}	27%	0%	-33%	-20%	25%	25%
Diklofenak ^{K1}	-45%	-32%	-43%	6%	4%	-6%
Hydroklortiazid ^{K1}	-2%	-16%	-238%	-101%	28%	-
Venlafaksin ^{K1}	11%	-31%	-58%	0%	-3%	5%
Kandesartan ^{K2}	4%	-39%	-98%	0%	-9%	0%
Irbesartan ^{K2}	19%	-23%	-40%	3%	0%	4%
Sulfametoksazol	37%	10%	-17%	32%	44%	29%
Azitromycin	38%	5%	-18%	32%	23%	12%
Paracetamol	>100%	>100%	>100%	>100%	>100%	>100%
Metoprolol ^{K1}	17%	-32%	-69%	3%	3%	6%
Benzotriazol ^{K2}	-150%	-168%	-110%	-84%	-112%	-50%
Metylbenzotriazol ^{K2}	-43%	-65%	-100%	-55%	-112%	-30%
Σ API (8+4)	-13%	-43%	-84%	-19%	-13%	-5%

Rensegrad: <40 % rosa, 40 – 80 % gul, >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 14 indikerer begrensede endringer i konsentrasjoner av analyserte PFAS i innløp og i utløp for de ulike prøvetaksperiodene. Utløpskonsentrasjonene for de ulike PFAS er i de fleste tilfeller på samme nivå som i innløp. 6:2 diPAP utgjør et unntak, og viser effektiv fjerning, i samsvar med det som er beskrevet i avsnitt 3.4.3.

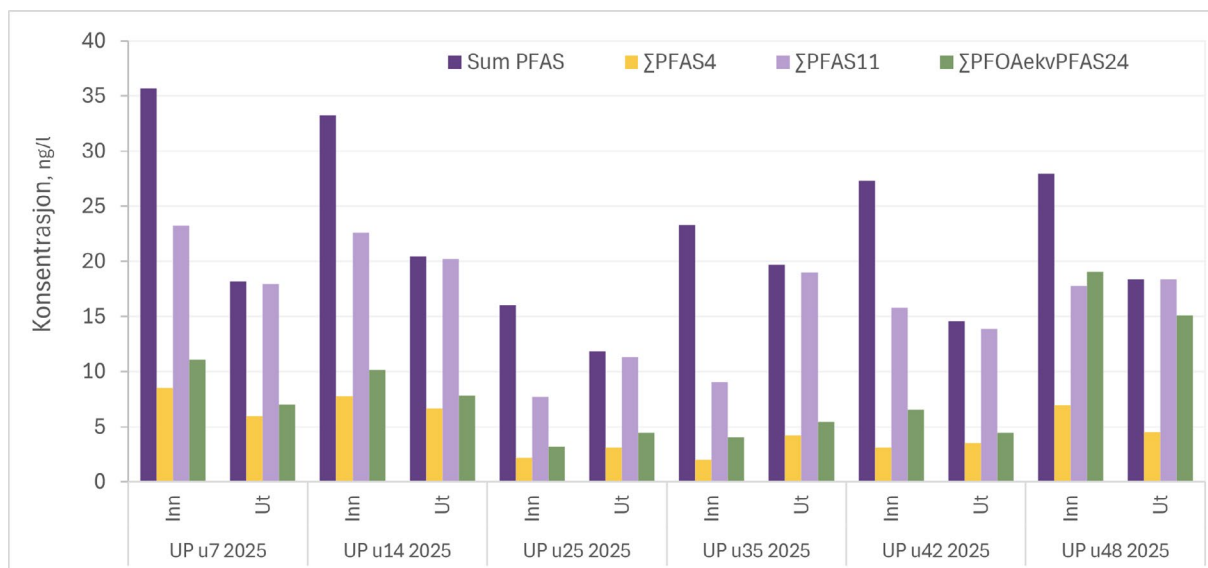
I motsetning til legemidler viser uke 35 ikke forhøyede PFAS-konsentrasjoner sammenlignet med øvrige prøvetakinger. For PFAS er det i stedet uke 7 og uke 14 som viser noe forhøyede konsentrasjoner.



Figur 14. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Veas renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 15 viser beregnede PFAS-sumparametere (Sum PFAS, \sum PFAS4, \sum PFAS11 og \sum PFOAekvPFAS24), basert på data presentert i Figur 14. Figuren viser at det alltid oppnås en netto reduksjon for Sum PFAS over renseanlegget, mens det for de øvrige sumparametrene forekommer både positive og negative rensegrader. Dette forklares i hovedsak ved at 6:2 diPAP, som fjernes effektivt, inngår i Sum PFAS, men ikke i de øvrige sumparametrene. Dermed påvirkes beregnet renseeffekt for Sum PFAS i større grad enn for \sum PFAS4, \sum PFAS11 og \sum PFOAekvPFAS24. Videre observeres det at Sum PFAS og \sum PFAS11 ligger på tilnærmet samme nivå i utløpsvann, mens \sum PFOAekvPFAS24 varierer mer mellom prøvetakingene. Dette skyldes at \sum PFOAekvPFAS24 ikke bare avhenger av konsentrasjonene av de enkelte PFAS-forbindelsene, men også av deres respektive PFOA-ekvivalensfaktorer, som inngår i beregningen (Tabell 5).

Utløpskonsentrasjonene av \sum PFOAekvPFAS24 ligger noe over, eller i samme størrelsesorden som, foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). På grunn av ikke-optimale kvantifiseringsgrenser kan konsentrasjonene for denne sumparameter i utgående vann i verste fall ligge på en høyere nivå enn hva som angis i figuren.



Figur 15. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Veas renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.3. Hias renseanlegg

Hias renseanlegg behandler avløpsvann fra Hamar-regionen, og har Mjøsa som resipient (inlandsvann). Anlegget har en dimensjonert kapasitet på om lag 165 000 pe og en faktisk belastning på rundt 114 000 pe. Renseprosessen omfatter aktivt slam (MBBR), biologisk fosforrensing og etterfelling men ikke nitrogenfjerning. Dermed forklaras også rensegraden for fosfor på 95 %, BOF_5 på 96 % og nitrogen med kun sirka 14 %. Andelen fremmedvann er beregnet til relativt lave 26 %, som er blant de laveste av de deltakende anleggene. Dette bidrar til mindre fortykning av innløpsvannet og dermed generelt høyere konsentrasjoner av særlig legemidler sammenlignet med anlegg med større andel fremmedvann (se også avsnitt 3.1).

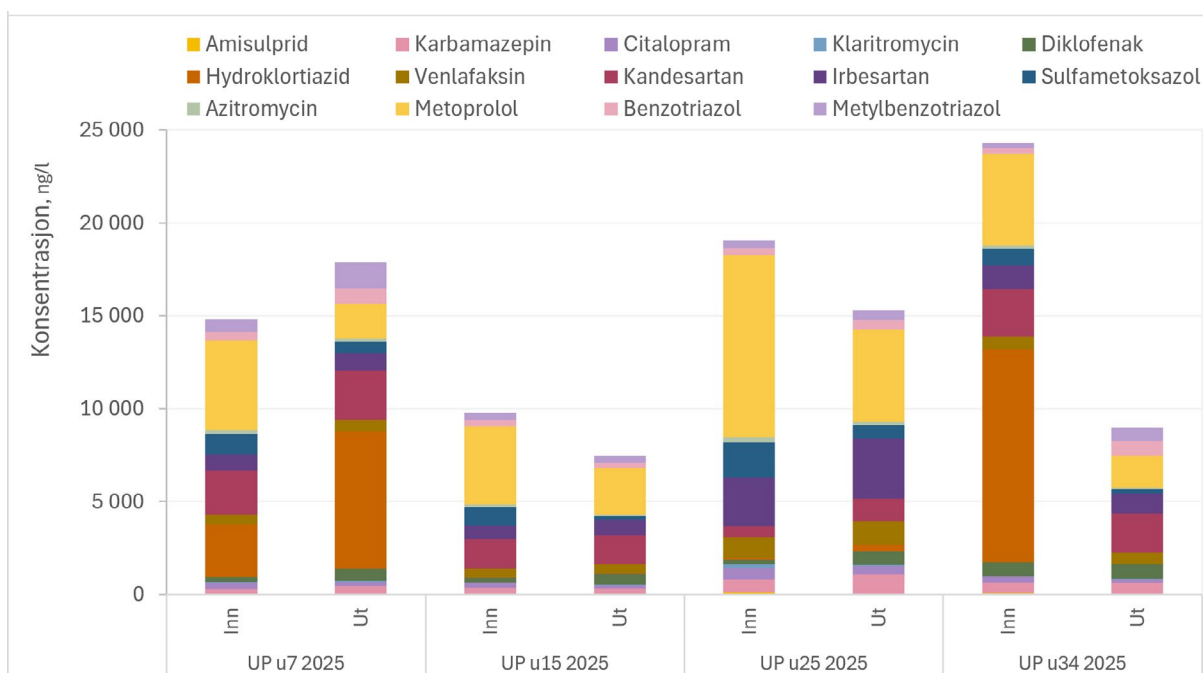
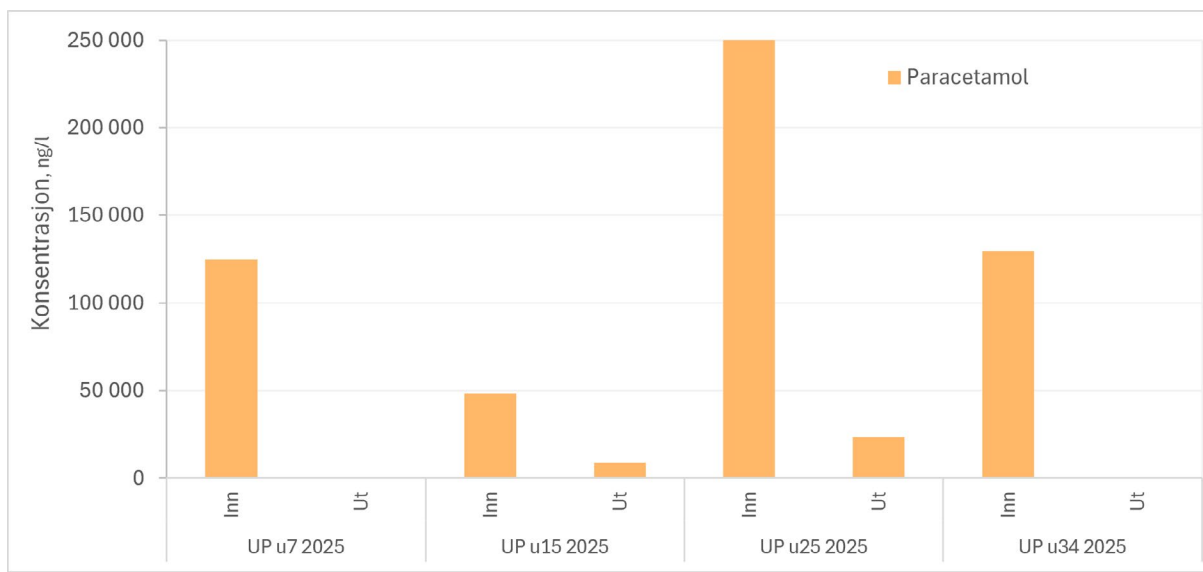
Samtlige analyseresultater er presentert i vedlegg, Tabell 20.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 16 viser konsentrasjoner av analyserte legemidler i innløp og utløp ved Hias renseanlegg for de ulike ukeprøvene. Paracetamol forekommer i uke 7, 25 og særlig uke 35 i klart høyere konsentrasjoner i innløpsvannet enn det som for eksempel observeres ved Veas renseanlegg (om lag 30 000–50 000 ng/l). Årsaken til dette kan være sammensatt, men en vesentlig lavere andel fremmedvann, og dermed mindre fortykning av legemiddelkonsentrasjonene i innløpsvannet, er en sannsynlig forklaring.

Figuren viser at de fleste ukeprøvene gir relativt like konsentrasjoner for de analyserte stoffer, både i innløp og utløp. Uke 14 skiller seg ut, med lavere konsentrasjoner av flere stoffer. Dette gjelder spesielt for hydroklortiazid.

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ligger i gjennomsnitt 20 ganger høyere enn foreslått EQS for inlandsvann (Tabell 2). Dette innebærer at det kreves en fortykningsgrad i resipient på minst 20 eller en bedre renseseffekt for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at det ikke foreligger vesentlige andre bidrag til samme resipient. Øvrige analyserte legemidler viser lavere risiko enn diklofenak eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 16. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Hias renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Tabell 9 viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 %. For sulfametoksazol og metoprolol oppnås en moderat renseeffekt (>40 %) ved samtlige prøvetakinger. For amisulprid, klaritromycin, hydroklortiazid og azitromycin oppnås en moderat renseeffekt ved enkelte prøvetilfelle. Kun paracetamol viser gjennomgående svært høy totalreduksjon, ofte nær eller lik 100 %.

Samlet rensegrad for indikatorstoffene ligger under kravet på 80 %.

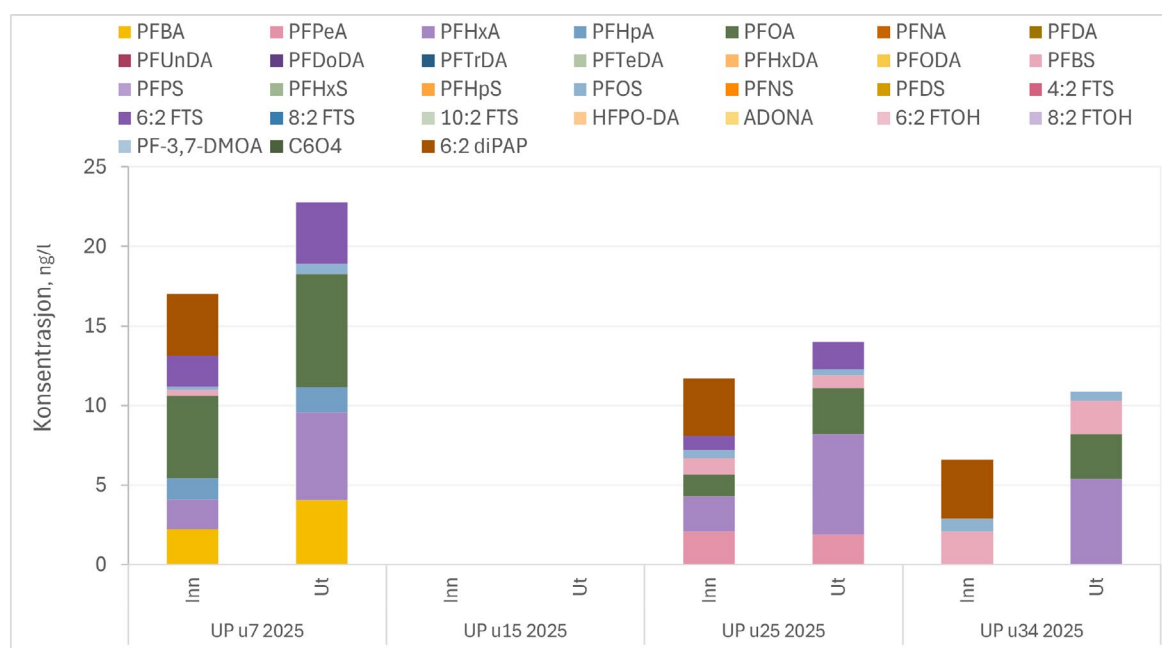
Tabell 9. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Hias renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	UP u7 2025	UP u15 2025	UP u25 2025	UP u35 2025
Amisulprid ^{K1}	-100%	0%	40%	14%
Karbamazepin ^{K1}	-40%	12%	-46%	7%
Citalopram ^{K1}	26%	33%	31%	38%
Klaritromycin ^{K1}	0%	50%	69%	0%
Diklofenak ^{K1}	-162%	-150%	-196%	-9%
Hydroklortiazid ^{K1}	-160%	40%	-250%	100%
Venlafaksin ^{K1}	-15%	0%	-12%	13%
Kandesartan ^{K2}	-13%	-1%	-102%	18%
Irbesartan ^{K2}	-8%	-13%	-23%	13%
Sulfametoksazol	45%	80%	61%	74%
Azitromycin	24%	53%	31%	50%
Paracetamol	100%	82%	91%	100%
Metoprolol ^{K1}	61%	40%	49%	65%
Benzotriazol ^{K2}	-84%	24%	-33%	-147%
Metylbenzotriazol ^{K2}	-107%	5%	-34%	-170%
Σ API (8+4)	-50%	3%	-42%	-5%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 – 80 % grul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

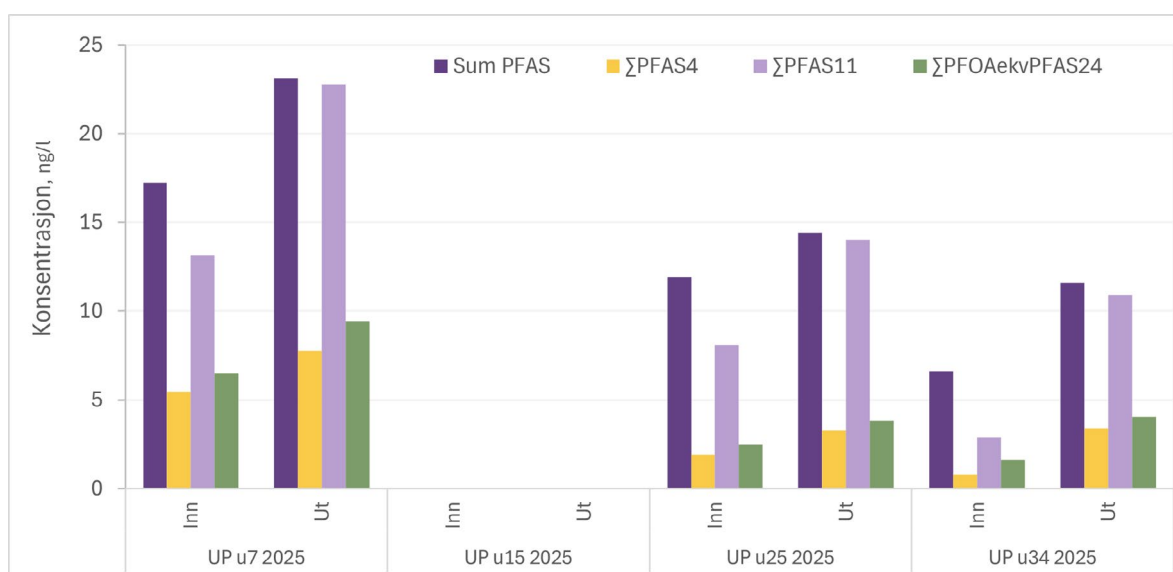
Figur 17 viser målte PFAS-konsentrasjoner i innløp og utløp, med små variasjoner mellom ukeprøvene. For de fleste forbindelsene ligger nivåene i utløpsvannet omtrent på samme nivå som i innløpet, noe som tyder på begrenset renseeffekt. Det foreligger ikke PFAS-data for prøven fra uke 15.



Figur 17. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved HIAS renseanlegg. Uke 15 analysertes ikke PFAS. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 18 viser beregnede PFAS-sumparametere (Sum PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24), basert på data presentert i Figur 17. Figuren viser at det for samtlige sumparametere observeres en økning over Hias rensanlegg, til tross for at 6:2 diPAP fjernes effektivt. Dette indikerer at det kan foregå prosesser i rensanlegget som påvirker PFAS-sammensetningen, og som bør undersøkes nærmere. Dersom PFAS ikke tilføres rensprosessen via eksterne strømmer, for eksempel gjennom tilførsel av prosessvann eller sidestrømmer knyttet til slamhåndtering, kan økningen blant annet skyldes omdanning eller frigjøring av PFAS fra forløperstoffer under rensprosessen.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger under, eller i samme størrelsesorden som, foreslått EQS for innlandsvann (Tabell 2). For Hias rensanlegg vurderes det derfor ikke å foreligge risiko for negativ påvirkning av resipienten med hensyn til Σ PFOAekvPFAS24. Dette gjelder også dersom TFA fremover inkluderes i sumparameteren, basert på dagens kunnskapsgrunnlag om TFA-konsentrasjoner i norske vannmiljøer. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 18. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Hias rensanlegg. Uke 15 analysertes ikke PFAS. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.4. Bekkelaget rensanlegg

Bekkelaget rensanlegg behandler avløpsvann fra Oslo kommune, og har Indre Oslofjord som resipient (kystvann). Anlegget har en gjennomsnittlig belastning på om lag 262 500 personekvivalenter (pe) ved en totalkapasitet på 570 000 pe. Rensprosessen omfatter aktivt slam med nitrogenfjerning, simultanfelling og sandfilter. Rensgraden for nitrogen, fosfor og BOF_5 ligger på omtrent 80 %, 95 % respektive 96 %. Andel fremmenvann ligger med 60 % på en høy, men jevnførbart nivå som ved andre rensanlegg som inngår i studien.

Samtlige analyseresultater er presentert i vedlegg, Tabell 21.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 19 viser konsentrasjoner av analyserte legemidler i innløp og utløp ved Bekkelaget rensanlegg fordelt på ukeprøver. De fleste prøvene ligger på et sammenlignbart nivå for både innløp og utløp, men uke 7, 25 og 42 skiller seg ut med høyere konsentrasjoner av flere legemidler og metylbenzotriazol.

Diklofenak i utløp forekommer i gjennomsnitt rundt 100 ganger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). For å nå denne grenseverdien vil det enten kreves betydelig fortykning i resipienten eller økt renseseffekt, gitt at andre bidrag er begrenset. For de øvrige legemidlene er risikoen lavere, og det er ikke indikasjoner på overskridelse av EQS.



Figur 19. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Bekkelaget rensesanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Tabell 10 viser beregnede rensesgrader for legemidler og metylbenzotriazol ved Bekkelaget rensesanlegg, basert på ukeprøver fra innløp og utløp. Resultatene viser stor variasjon mellom stoffene, og for mange forbindelser er rensesgraden under 40 %. I motsetning til flere andre anlegg er det ikke bare paracetamol som oppnår høy totalreduksjon. Også hydroklortiazid, sulfametoksazol, azitromycin og metoprolol viser renseseffekter over 80 % i enkelte prøver. I tillegg oppnås moderat reduksjon (>40 %) for flere stoffer ved flere måletidspunkt. Dette kan henge sammen med prosessforholdene ved anlegget, inkludert biologisk nitrogenfjerning, lengre hydraulisk oppholdstid i det biologiske trinnet og etterpolering i sandfilter, som samlet kan bidra til økt biologisk nedbrytning (Tabell 3).

Til tross for dette ligger den samlede middelrensegraden for indikatorstoffene under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger. Dette er relevant for Bekkelaget, som på grunn av sin størrelse vil omfattes av krav om kvartær rensing i henhold til det reviderte avløpsdirektivet.

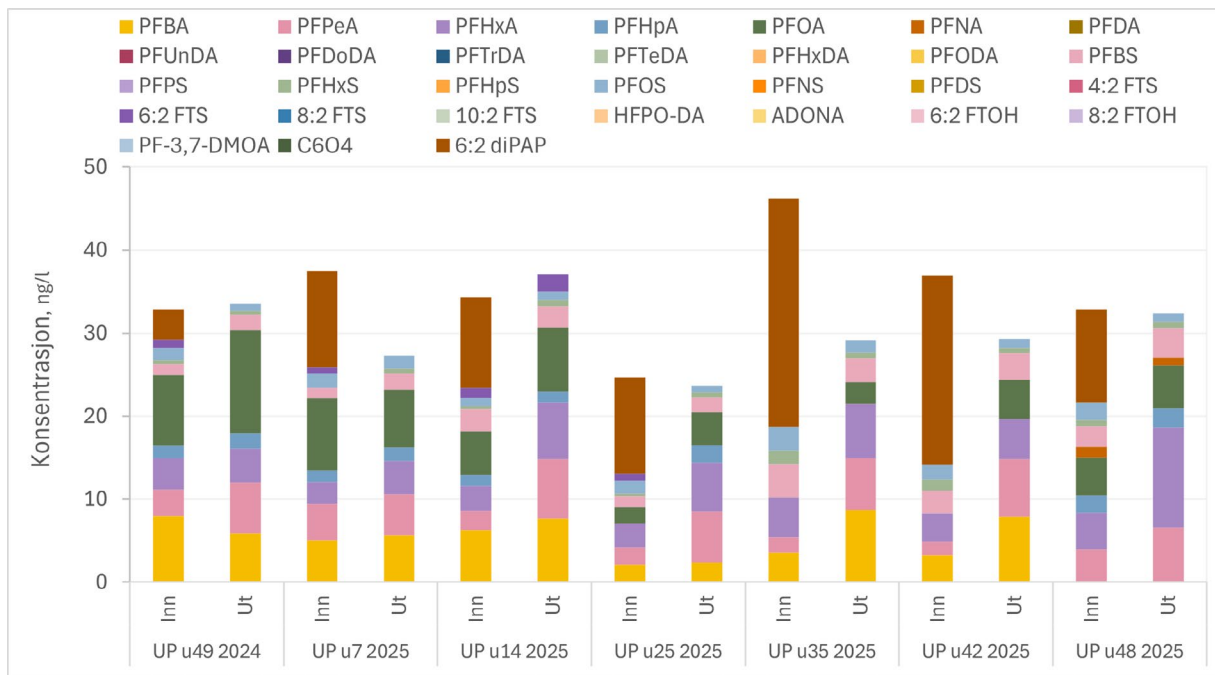
Tabell 10. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Bekkelaget renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	UP u49 2024	UP u7 2025	UP u14 2025	UP u25 2025	UP u35 2025	UP u42 2025	UP u48 2025
Amisulprid ^{K1}	33%	44%	31%	-27%	0%	-6%	-10%
Karbamazepin ^{K1}	-27%	12%	-6%	-68%	-32%	-22%	-60%
Citalopram ^{K1}	38%	71%	50%	-7%	36%	50%	22%
Klaritromycin ^{K1}	15%	78%	53%	25%	33%	0%	57%
Diklofenak ^{K1}	-19%	-12%	-16%	-4%	13%	13%	-20%
Hydroklortiazid ^{K1}	34%	72%	56%	92%	-88%	46%	-
Venlafaksin ^{K1}	4%	53%	29%	-24%	7%	13%	-5%
Kandesartan ^{K2}	6%	40%	20%	20%	-26%	12%	-6%
Irbesartan ^{K2}	15%	48%	28%	-21%	7%	17%	8%
Sulfametoksazol	41%	81%	85%	-5%	59%	54%	32%
Azitromycin	55%	82%	63%	48%	55%	41%	50%
Paracetamol	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Metoprolol ^{K1}	62%	78%	81%	95%	70%	73%	66%
Benzotriazol ^{K2}	20%	29%	-300%	-44%	-32%	-57%	-30%
Metylbenzotriazol ^{K2}	-33%	-44%	-121%	-95%	-27%	-96%	21%
Σ API (8+4)	12%	39%	-8%	-5%	-3%	4%	4%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 - 80 % gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

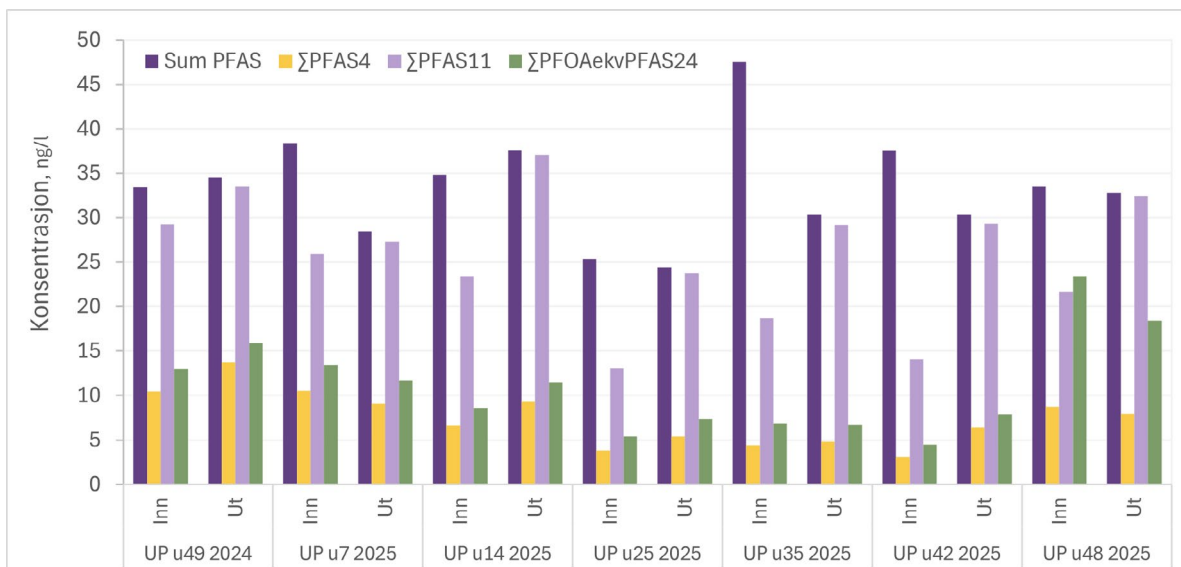
Figur 20 viser konsentrasjoner av analyserte PFAS i innløp og i utløp for de ulike prøvetaksperiodene. Konsentrasjonene viser begrensede endringer mellom de ulike ukeprøvene og utløpskonsentrasjonene for de ulike PFAS er i de fleste tilfeller på samme nivå som i innløp.



Figur 20. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Bekkelaget renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 21 viser beregnede PFAS-sumparametere (Σ PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24), basert på data presentert i Figur 20. Figuren viser at det for flere sumparametere observeres ved flere tilfeller en økning over Bekkelaget renseanlegg.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger alltid over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt med om lag en faktor 5. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 21. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Bekkelaget renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.5. IVAR renseanlegg Grødalaland og sentralrenseanlegg Nord-Jæren

Grødalaland og Nord-Jæren renseanlegg drives av IVAR og behandler avløpsvann fra området fra Stavanger i nord til Nærbø i sør i Sør-Rogaland, med kystvann som resipient. Anleggene har en gjennomsnittlig belastning på om lag 133 000 og 340 000 personekvivalenter (pe), og en dimensjonert kapasitet på henholdsvis 150 000 og 400 000 pe. Renseprosessene er ulike ved de to anleggene. Grødalaland renseanlegg har kun primærrensekrav og består av mekanisk rensing og kjemisk felling, mens Nord-Jæren renseanlegg har sekundærrensekrav og omfatter mekanisk rensing etterfulgt av et aktivslamanlegg. Rensegradene for totalt nitrogen (TN), totalfosfor (TP) og BOF₅ er gjennomgående lave til moderate, med unntak av BOF₅ ved Nord-Jæren renseanlegg, der en reduksjon på om lag 92 % oppnås som følge av aktivslamprosessen (Tabell 3). Det bør videre bemerkes at Grødalaland renseanlegg skiller seg ut med vesentlig høyere konsentrasjoner av TN, TP og BOF₅ sammenlignet med de øvrige anleggene. Dette skyldes i hovedsak at over 95 % av belastningen stammer fra næringsmiddel- og matproduksjon.

Samtlige analyseresultater for Grødalaland og Nord-Jæren renseanleggene er presentert i vedlegg, Tabell 22 respektive Tabell 23.

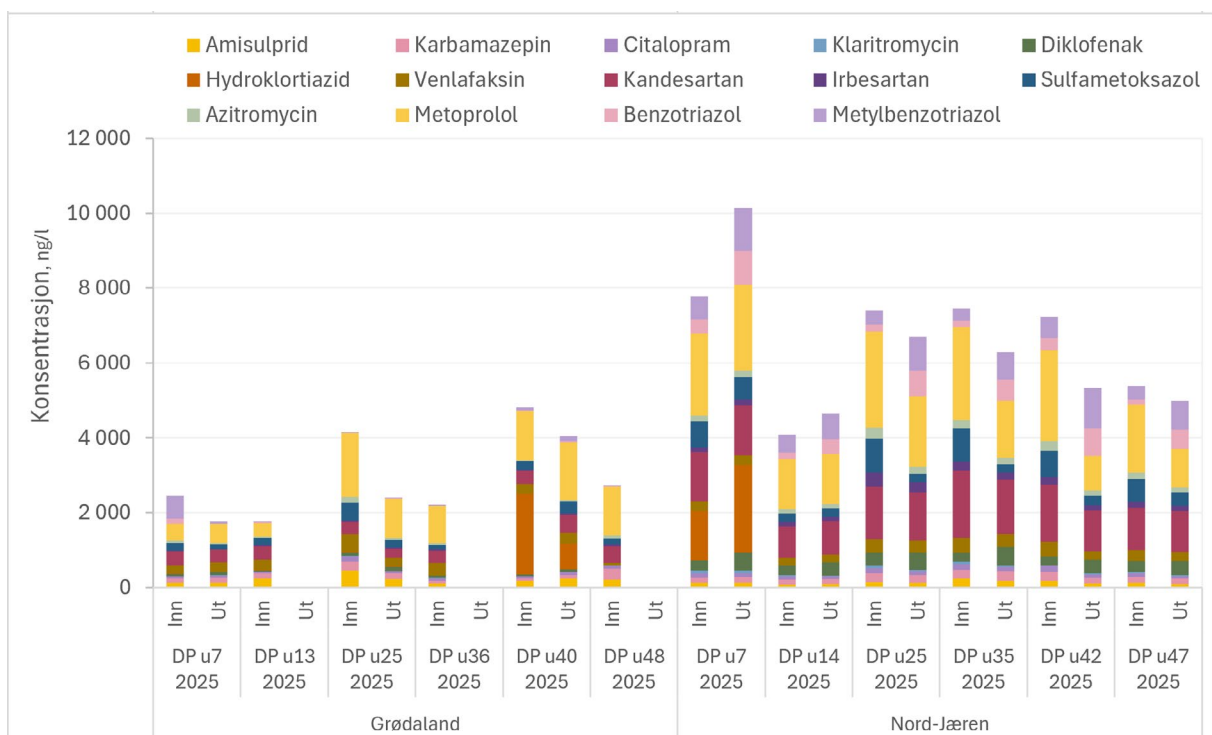
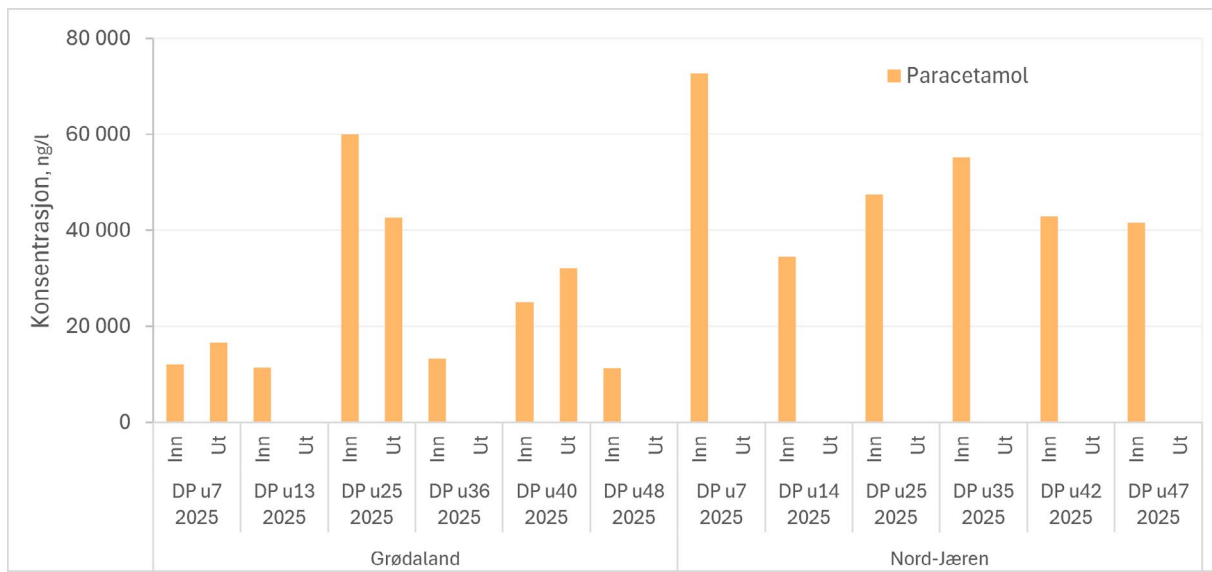
Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 22 viser konsentrasjoner av analyserte legemidler i innløp og utløp ved Grødalaland og Nord-Jæren renseanlegg for de ulike døgnprøvene. Det bemerkes at enkelte utløpsprøver ikke inngår i prøvetakingsserien ved Grødalaland. Figuren viser at konsentrasjonene ved Grødalaland renseanlegg generelt er lavere enn ved Nord-Jæren renseanlegg. Dette kan blant annet forklares med at kun om lag 5 % av belastningen ved Grødalaland stammer fra private husholdninger, som er hovedkilden til legemidler i avløpsvann. Det kan videre observeres at paracetamol ikke fjernes ved Grødalaland renseanlegg i samme grad som ved Nord-Jæren renseanlegg og flere andre renseanlegg. Dette kan forklares med fravær av biologisk rensetrinn og kort hydraulisk oppholdstid ved Grødalaland, noe som ikke gir tilstrekkelige forutsetninger for effektiv biologisk nedbrytning av paracetamol.

Ellers gir de fleste ukeprøvene relativt like konsentrasjoner for de analyserte stoffene, både i innløp og utløp, ved hvert av anleggene. Prøvene fra uke 7 ved Nord-Jæren renseanlegg skiller seg noe ut, med noe høyere konsentrasjoner av flere stoffer i avløpsvannet.

Ved Nord-Jæren renseanlegg ligger utløpskonsentrasjonene av diklofenak i gjennomsnitt rundt 100 ganger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). For å nå denne grenseverdien vil det kreves enten betydelig fortykning i resipienten eller økt renseeffekt, forutsatt at andre bidrag er begrenset. De øvrige analyserte legemidlene viser lavere risiko og ingen tydelige indikasjoner på overskridelse av EQS.

For Grødalaland renseanlegg er utløpsnivåene av diklofenak lavere, men fortsatt i gjennomsnitt rundt 10 ganger over foreslått EQS (Tabell 2). Med forventet høy fortykning i resipienten vurderes det likevel ikke å foreligge indikasjoner på overskridelse av EQS.



Figur 22. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for døgnprøver ved Grødal og Nord-Jæren renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Tabell 11 viser beregnede rensegrader for analyserte legemidler og metylbenzotriazol ved Grødal og Nord-Jæren renseanlegg, basert på målinger fra døgnprøver i innløp og i utløp. Resultatene viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 %. Mens paracetamol ved Nord-Jæren renseanlegg renses bort komplett så er rensingen ved Grødal måtelig til negativ før de tre omganger som prøver i inn- og utløpet har analyserts. Også for sulfametoksazol og noen andre stoffer oppnås dessuten en moderat renseeffekt (>40 %) ved flere prøvetakinger. Litt overraskende kan det observeres en svært kraftig reduksjon av benzotriazol og metylbenzotriazol ved Grødal renseanlegg for ukeprøvene tatt i uke 7 i 2025.

Til tross for dette ligger middelrensegraden for samtlige indikatorstoffer betydelig under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger og begge renseanlegg.

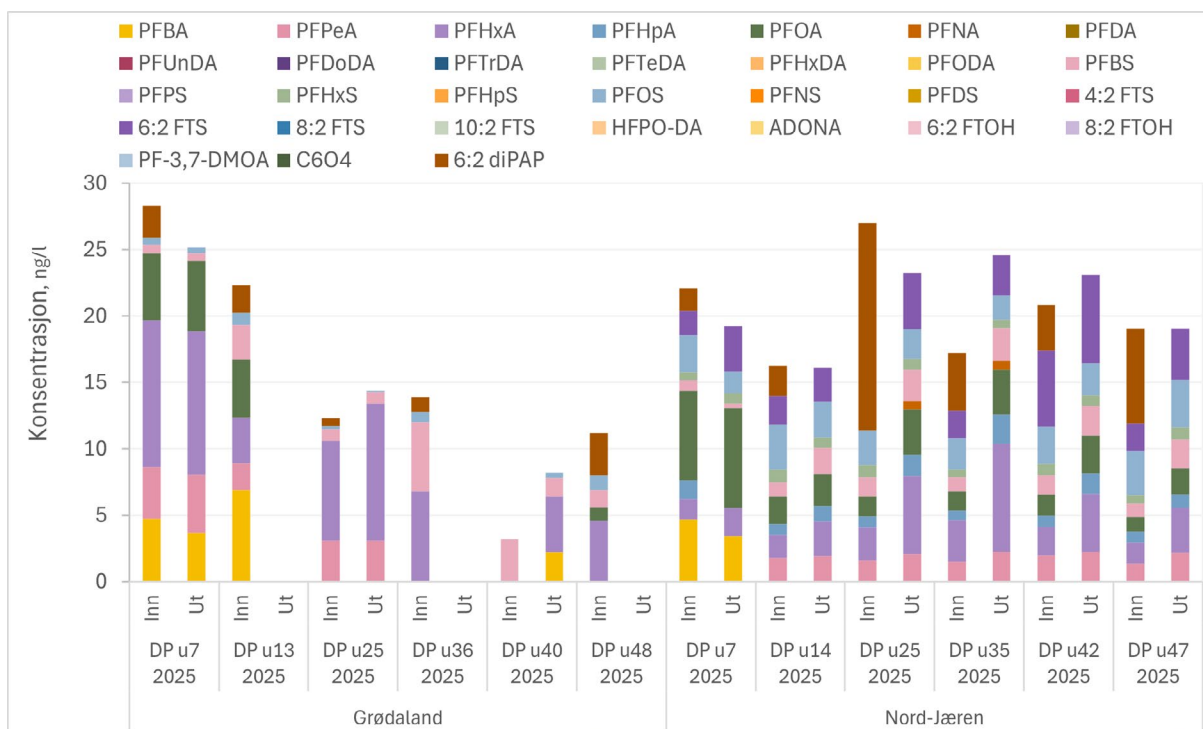
Tabell 11. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Grødalaland og Nord-Jæren renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	Grødalaland			Nord-Jæren					
	DP u7 2025	DP u25 2025	DP u40 2025	DP u7 2025	DP u14 2025	DP u25 2025	DP u35 2025	DP u42 2025	DP u47 2025
Amisulprid ^{K1}	-8%	51%	-41%	-8%	-13%	7%	22%	35%	17%
Karbamazepin ^{K1}	-17%	38%	-29%	-7%	-8%	17%	-4%	33%	19%
Citalopram ^{K1}	0%	57%	-40%	18%	22%	29%	27%	50%	22%
Klaritromycin ^{K1}	0%	0%	0%	-13%	25%	20%	43%	33%	25%
Diklofenak ^{K1}	-33%	-10%	-75%	-85%	-40%	-27%	-117%	-57%	-28%
Hydroklortiazid ^{K1}	0%	0%	68%	-74%					
Venlafaksin ^{K1}	-9%	49%	-15%	-4%	0%	14%	12%	41%	14%
Kandesartan ^{K2}	8%	28%	-31%	-2%	-5%	8%	20%	28%	4%
Irbesartan ^{K2}	0%	40%	-33%	-25%	0%	22%	22%	38%	13%
Sulfametoksazol	35%	57%	-45%	14%	-5%	76%	75%	65%	40%
Azitromycin	33%	63%	-100%	0%	0%	38%	18%	38%	22%
Paracetamol	-37%	29%	-28%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Metoprolol ^{K1}	-9%	39%	-15%	-5%	0%	27%	39%	62%	43%
Benzotriazol ^{K2}	92%	0%	-200%	-137%	-138%	-283%	-250%	-125%	-257%
Metylbenzotriazol ^{K2}	90%	33%	-100%	-89%	-46%	-130%	-124%	-85%	-108%
Σ API (8+4)	10%	27%	-43%	-36%	-17%	-25%	-26%	5%	-20%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 – 80 % gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

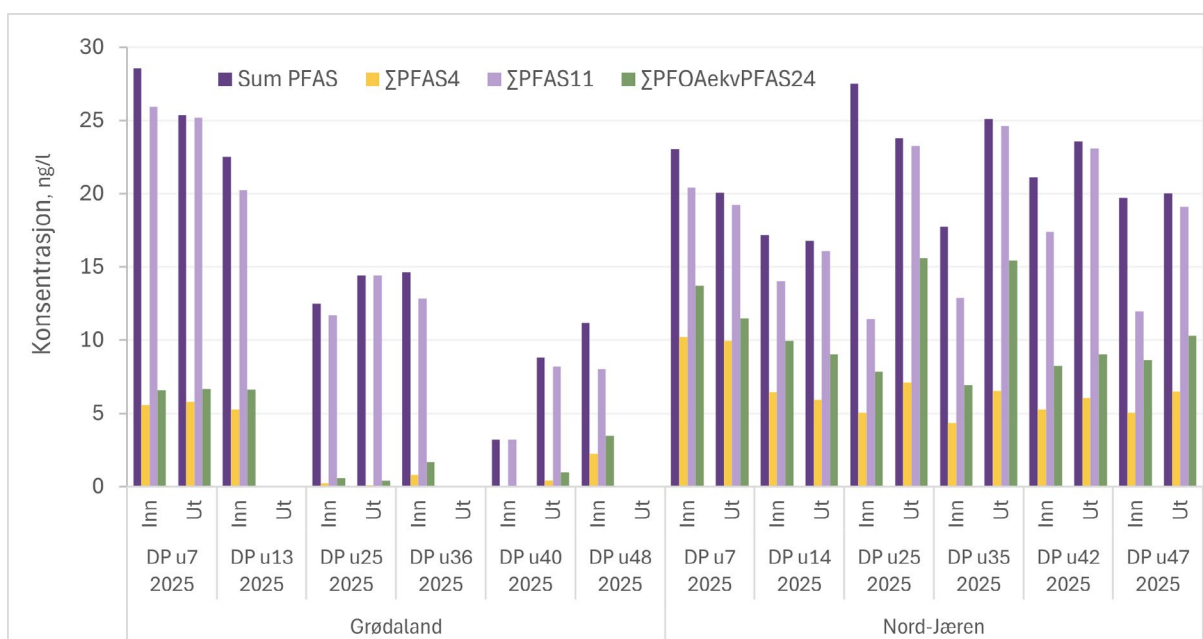
Figur 23 viser målte PFAS-konsentrasjoner i innløp og utløp for de ulike prøvetakingsperiodene. Variasjonen mellom døgnprøvene er liten, og nivåene i utløpsvannet ligger i de fleste tilfeller nær det som måles i innløpet.



Figur 23. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på døgnprøver ved Grødal og Nord-Jæren renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 24 viser beregnede PFAS-sumparametere (Σ PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24), basert på data presentert i Figur 23. For flere av parameterne sees det i flere tilfeller en økning gjennom renseanleggene.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger under, på nivå med eller noe over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt rundt tre ganger høyere. For både Grødal og Nord-Jæren vurderes det derfor ikke å være indikasjon på negativ resipientpåvirkning, gitt en forventet fortykning på minst en faktor 10. Det må likevel tas høyde for at relativt høye kvantifiseringsgrenser kan innebære at de faktiske konsentrasjonene er undervurdert.



Figur 24. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på døgnprøver ved Grødal og Nord-Jæren renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.6. Holen og Flesland renseanlegg i Bergen kommune

Holen og Flesland renseanlegg drives av Bergen kommune og har henholdsvis Byfjorden og Raunefjorden som resipienter. De to anleggene har tilnærmet lik dimensjonert kapasitet (132 000 og 152 000 pe), men utnyttelsesgraden er forskjellig: Holen har en faktisk belastning på litt over halvparten av kapasiteten, mens Flesland i gjennomsnitt ligger rundt 110 000 pe (Tabell 3). Renseprosessene skiller seg mellom anleggene, men begge mangler både forsedimentering og nitrogenfjerning. Holen benytter en biofilmprosess (MBBR) kombinert med kjemisk avskilling (Actiflo), mens Flesland er basert på aktivslam med ettersedimentering. Flesland oppnår generelt høyere rensegrad for fosfor og BOF_5 enn Holen. Andelen fremmedvann er betydelig høyere ved Holen (ca. 80 %) enn ved Flesland (63 %).

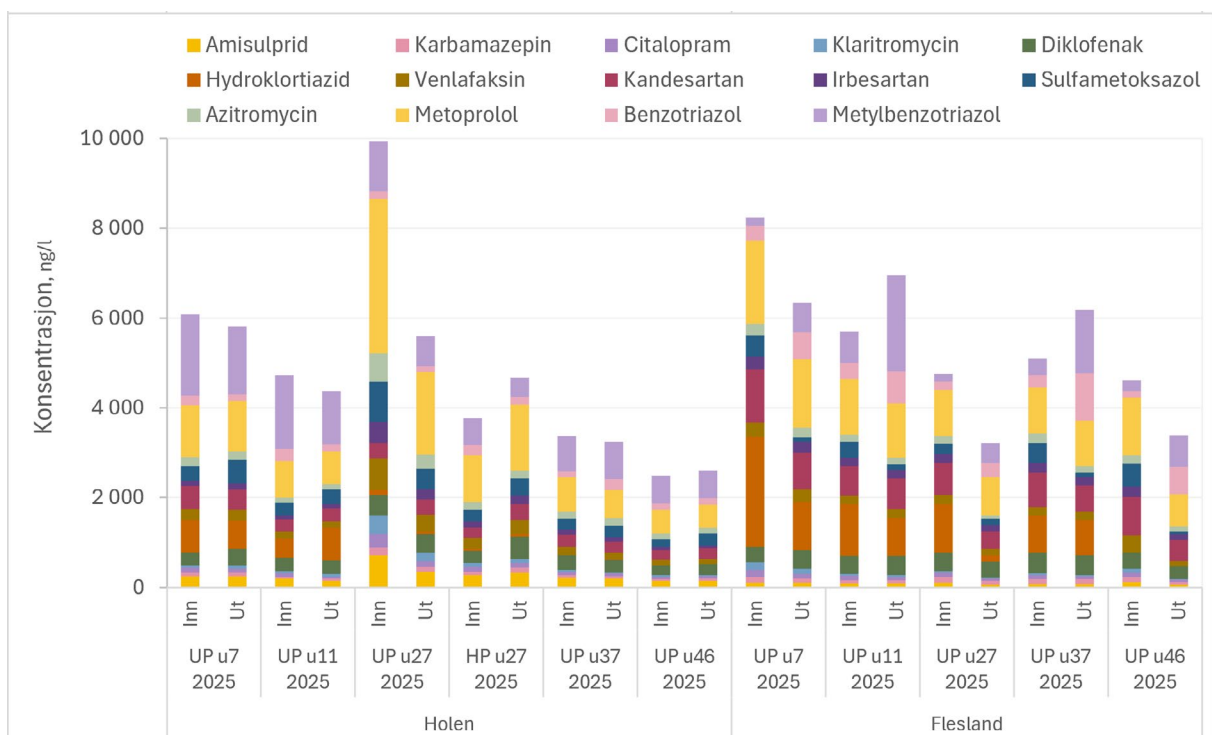
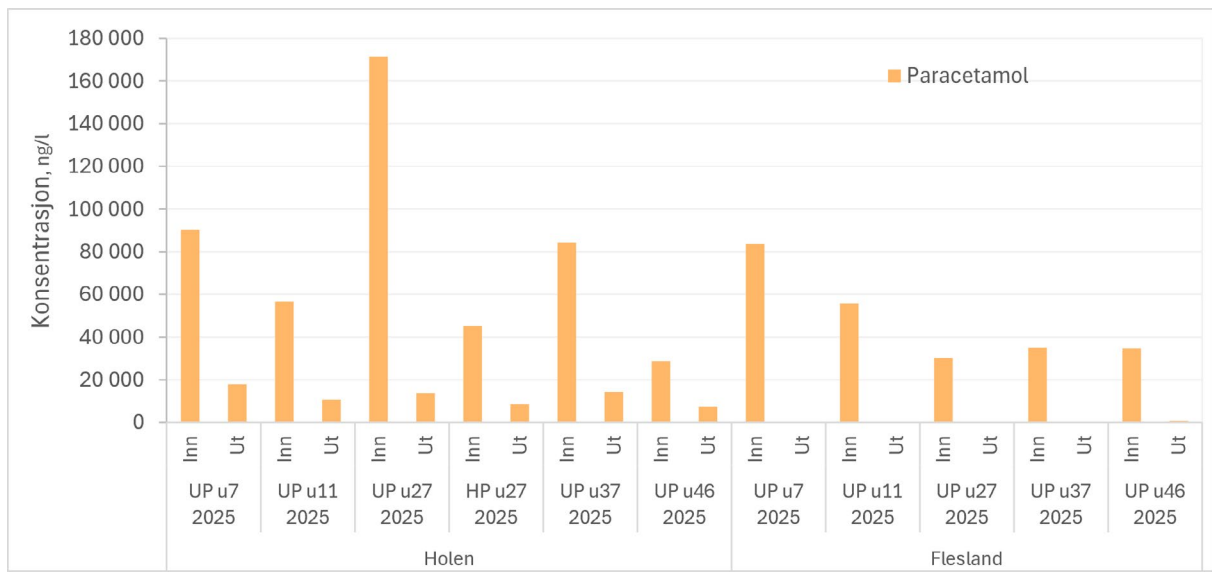
For Holen inngår også en separat analysert helgeprøve fra uke 27. Denne representerer helgedelen av ukeprøven, mens den ordinære ukeprøven kun dekker hverdager (mandag-fredag). Prøvene var opprinnelig ment å slås sammen, men ble analysert hver for seg som følge av en feil. Samtlige analyseresultater for Holen og Flesland renseanlegg er presentert i vedlegg, Tabell 24 respektive Tabell 25.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 25 viser at konsentrasjonsnivåene ved Holen og Flesland i hovedsak er sammenlignbare, til tross for forskjeller i andel fremmedvann i innløpet. Dette kan tyde på at Holen har tilleggskilder til legemidler, for eksempel tilknyttede sykehus. Paracetamol reduseres mindre effektivt ved Holen enn ved Flesland og flere andre anlegg. En mulig forklaring er svakere biologisk rensing og kortere hydraulisk oppholdstid ved Holen, noe som også reflekteres i lavere rensegrad for parametere som BOF_5 og TN (Tabell 3). Dette gir mindre gunstige forhold for biologisk nedbrytning av lett nedbrytbare forbindelser.

For begge anleggene viser de fleste ukeprøvene relativt konsistente konsentrasjoner i både innløp og utløp. Helgeprøven fra uke 27 ved Holen samsvarer i stor grad med øvrige prøver, men innløpsverdiene i samme periode er noe høyere for flere stoffer. Siden ukeprøven kun dekker hverdager, kan dette indikere høyere utslipp i ukedagene enn i helgen. Dette støttes av at vannføringen er sammenlignbar med nærliggende prøvetakinger (Tabell 7).

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ved begge anlegg ligger opptil rundt 100 ganger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). For å oppnå denne grenseverdien vil det kreves enten betydelig fortykning i resipienten eller økt renseseffekt, gitt at øvrige bidrag er begrenset. For de andre legemidlene er risikoen lavere, og det er ikke indikasjoner på overskridelse av EQS.



Figur 25. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Holen og Flesland renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Resultatene for beregnede rensegrader viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 % (Tabell 12). Paracetamol fjernes fullstendig ved Flesland, mens reduksjonen ved Holen er noe lavere, men i hovedsak fortsatt over 80 %. For sulfametoksazol og enkelte andre forbindelser oppnås moderat renseeffekt (>40 %) ved flere prøver, særlig ved Flesland. I noen tilfeller observeres også rensegrader over 80 %. Ved Holen skiller uke 27 seg ut med lavere renseeffekt, noe som henger sammen med de forhøyede innløpskonsentrasjonene registrert i denne perioden (Figur 25).

Samlet middelrensegrad for indikatorstoffene ligger under kravet på 80 % ved begge anlegg og for alle prøvetakinger. Dette er spesielt relevant for Flesland, som på grunn av sin kapasitet vil omfattes av krav om kvartær rensing i henhold til det reviderte avløpsdirektivet.

Tabell 12. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Holen og Flesland renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

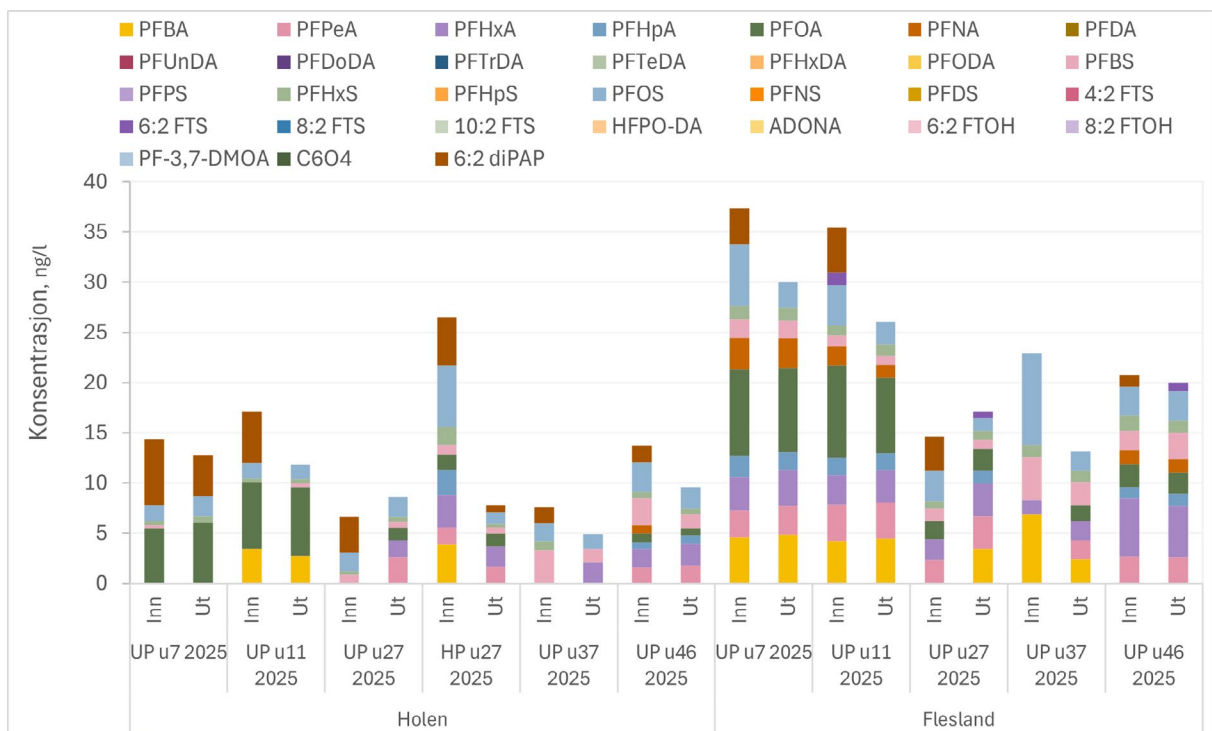
Stoff	Holen						Flesland				
	UP u7 2025	UP u11 2025	UP u27 2025	HP u27 2025	UP u37 2025	UP u46 2025	UP u7 2025	UP u11 2025	UP u27 2025	UP u37 2025	UP u46 2025
Amisulprid ^{K1}	0%	21%	51%	-19%	14%	0%	9%	0%	36%	0%	50%
Karbamazepin ^{K1}	-14%	0%	41%	-50%	-20%	-100%	23%	0%	33%	0%	45%
Citalopram ^{K1}	33%	38%	59%	0%	14%	20%	33%	20%	44%	22%	44%
Klaritromycin ^{K1}	-17%	-20%	51%	-11%	60%	25%	29%	25%	50%	50%	89%
Diklofenak ^{K1}	-36%	0%	9%	-75%	13%	-4%	-24%	-8%	15%	4%	22%
Hydrokortiazid ^{K1}	14%	-70%	55%	-50%	0%	-	56%	27%	86%	2%	-
Venlafaksin ^{K1}	0%	13%	46%	-29%	18%	-9%	13%	-6%	30%	10%	68%
Kandesartan ^{K2}	10%	-7%	3%	-57%	11%	-5%	31%	-5%	46%	25%	47%
Irbesartan ^{K2}	-8%	-13%	51%	-36%	9%	0%	14%	0%	26%	14%	43%
Sulfametoksazol	-61%	-18%	48%	-46%	-4%	-50%	79%	66%	39%	77%	87%
Azitromycin	10%	8%	53%	6%	-13%	15%	19%	6%	59%	30%	39%
Paracetamol	80%	81%	92%	81%	83%	75%	100%	100%	100%	100%	98%
Metoprolol ^{K1}	3%	10%	46%	-42%	20%	-2%	17%	2%	17%	3%	44%
Benzotriazol ^{K2}	24%	37%	32%	26%	-92%	7%	-82%	-97%	-60%	-308%	-336%
Metylbenzotriazol ^{K2}	17%	28%	38%	28%	-5%	0%	-267%	-210%	-165%	-281%	-188%
Σ API (8+4)	2%	3%	40%	-26%	3%	-6%	-12%	-21%	13%	-38%	-6%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 - 80 % gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 26 viser at konsentrasjonene av analyserte PFAS i både innløp og utløp generelt ligger på noe lavere nivåer ved Holen renseanlegg enn ved Flesland renseanlegg. Dette kan vanligvis forklares med større fortykning av avløpsvannet ved Holen, som følge av høyere andel fremmedvann i innløpet.

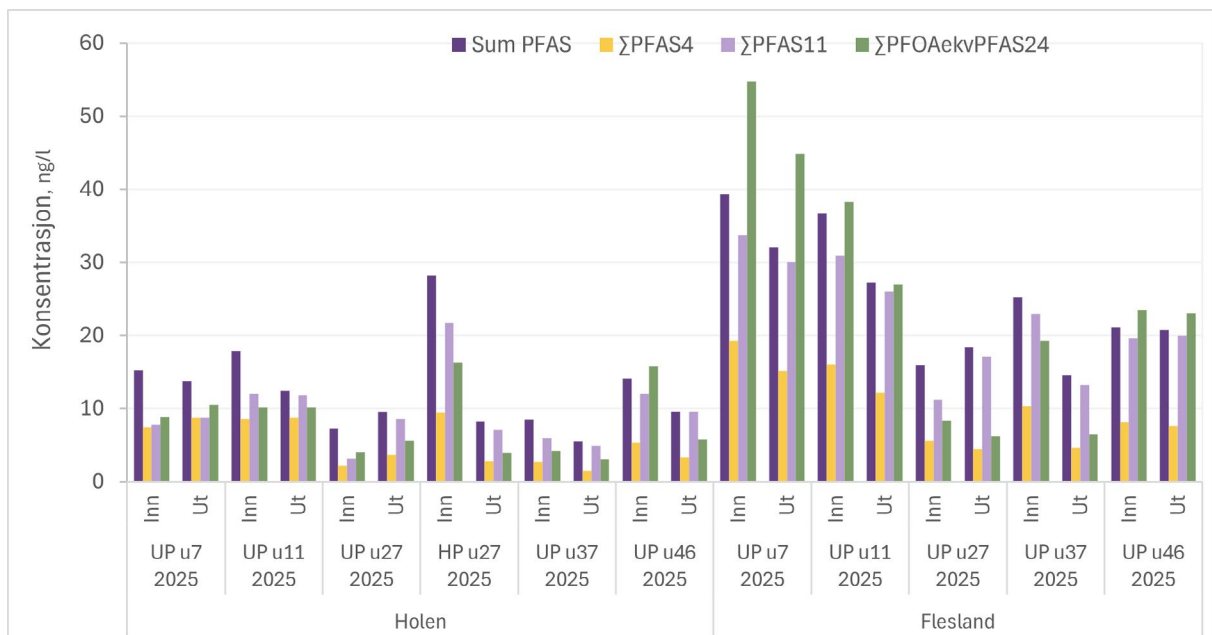
Det kan bemerkes at PFOA ble kvantifisert i høyere konsentrasjoner ved begge anleggene i de to første ukeprøvene, mens stoffet senere forekom i lavere konsentrasjoner. I motsetning til det som er observert for legemidler, viser PFAS-analysene at helgeprøven av innløpsvann ved Holen renseanlegg avviker noe fra de øvrige prøvene ved anlegget, med noe forhøyede konsentrasjoner.



Figur 26. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Hølen og Flesland renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 27 viser likende trender for de beregnede PFAS-sumparametere (Sum PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24) som i Figur 26. I motsetningen til andre renseanlegg kan det observeres at Σ PFOAekvPFAS24 ligger på tilnærmet samme nivåer som Sum PFAS og Σ PFAS11. Dette kan forklares med høyere andel av PFAS med høy PFOA-ekvivalensfaktorer som PFNA, PFOS og PFOA, som inngår i beregningen.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger alltid over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt med om lag en faktor 12 ved Flesland. For Hølen og Flesland renseanlegg vurderes det derfor ikke å foreligge risiko for negativ påvirkning av resipienten med hensyn til Σ PFOAekvPFAS24, gitt en forventet fortykning i resipient på minst en faktor 100 (kystvann). Dette gjelder også dersom TFA fremover inkluderes i sumparameteren, basert på dagens kunnskapsgrunnlag om TFA-konsentrasjoner i norske vannmiljøer. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 27. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Hølingen og Flesland renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.7. Høvringen og Ladehamneren renseanlegg i Trondheim kommune

Høvringen og Ladehamneren renseanlegg drives av Trondheim kommune og har begge Trondheimsfjorden som kystresipienter. Anleggene ligger ved sin dimensjonerte kapasitet på 170 000 respektive 120 000 pe (Tabell 3). Renseprosessene omfatter kun mekanisk rensing og kjemisk felling. Rensegraden for nitrogen er dermed tilnærmet fraværende, mens BOF_5 fjernes med om lag 58 %, og fosfor med henholdsvis 21 % ved Høvringen (kun polymer) og 73 % ved Ladehamneren (grunn bruk av PAX siden 2025). Andelen fremmedvann ligger på omtrent 62–68 % og er dermed på et tilsvarende nivå ved begge anleggene.

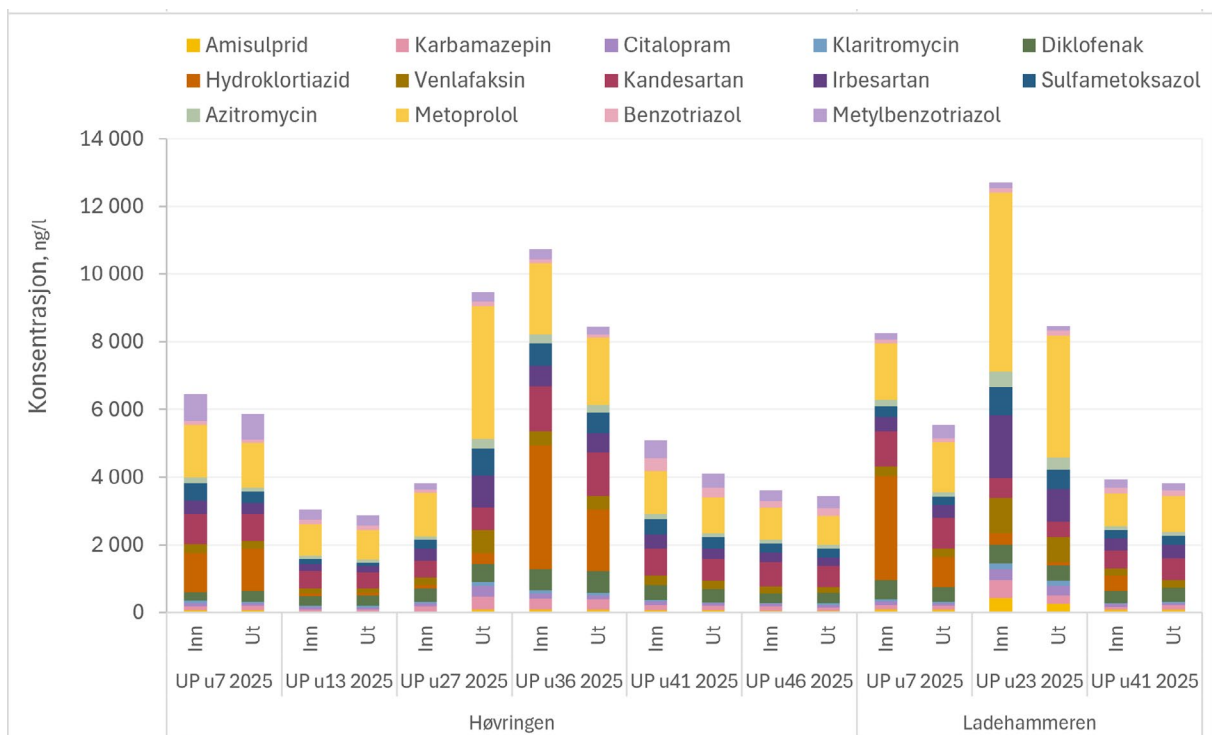
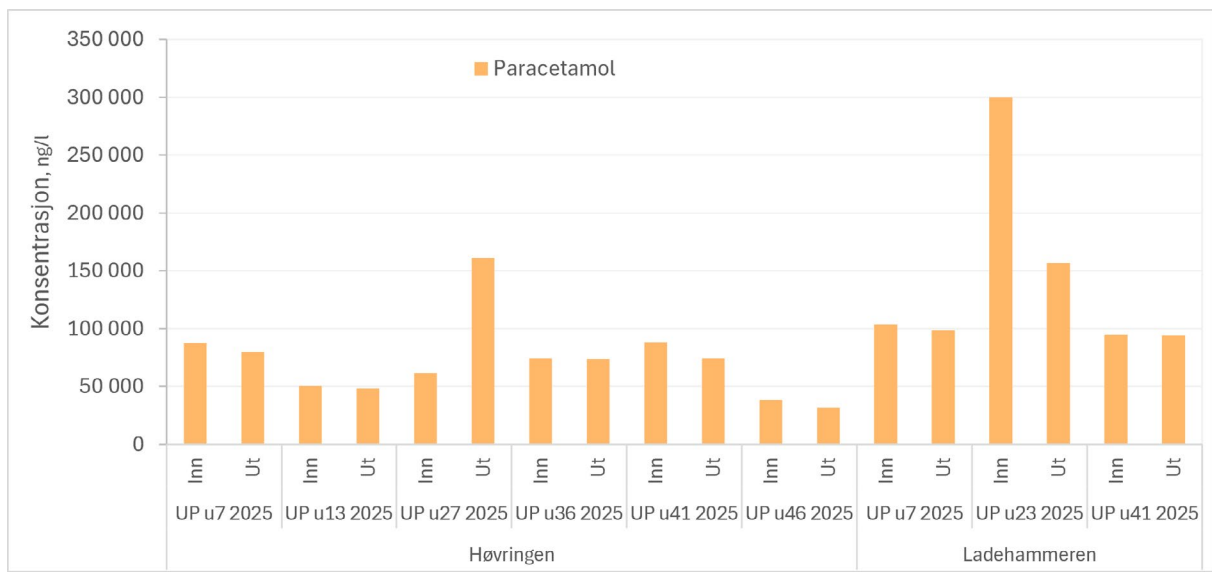
Samtlige analyseresultater for Høvringen og Ladehamneren er presentert i vedlegg, Tabell 26 respektive Tabell 27.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 28 viser at konsentrasjonene ved Høvringen og Ladehamneren renseanlegg generelt ligger på tilsvarende nivåer. Det kan videre observeres at paracetamol nesten ikke fjernes i det hel tatt i motsetning til de fleste andre renseanlegg. Dette kan forklares med veldig enkle renseprosesser, ingen kontrollert biologisk rensetrinn og at begge renseanlegg i prinsipp ligger ved maksimal kapasitet (Tabell 3), som samlet sett ikke gir tilstrekkelige forutsetninger for effektiv biologisk nedbrytning av paracetamol.

Ellers gir de fleste ukeprøvene relativt like konsentrasjoner for de analyserte stoffene, både i innløp og utløp, ved hvert av anleggene. Innløpsprøven fra uke 23 ved Ladehamneren skiller seg kanskje noe ut, med noe høyere konsentrasjoner av flere stoffer i avløpsvannet.

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ved begge renseanlegg ligger omtrent 100 ganger høyere enn foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Dette innebærer at det kreves en fortynningsgrad i resipient på minst 100 eller en bedre renseeffekt for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at det ikke foreligger vesentlige andre bidrag til samme resipient. Øvrige analyserte legemidler viser lavere risiko enn diklofenak eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 28. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Høvringen og Ladehammeren renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Resultatene for beregnede rensegrader viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 % (Tabell 13). Ikke heller paracetamol renses bort som ved de fleste andre anlegg. For hydroklortiazid, klaritromycin og enkelte andre stoffer oppnås en moderat renseeffekt (>40 %) ved enkelte prøvetakinger.

Middelrensegraden for samtlige indikatorstoffer ligger betydelig under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger og ved begge renseanleggene. Dette er særlig relevant for Høvringen renseanlegg, som på grunn av sin kapasitet i henhold til det reviderte avløpsdirektivet vil være omfattet av krav om etablering av kvartært rensetrinn.

Tabell 13. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Høvringen og Ladehammeren renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

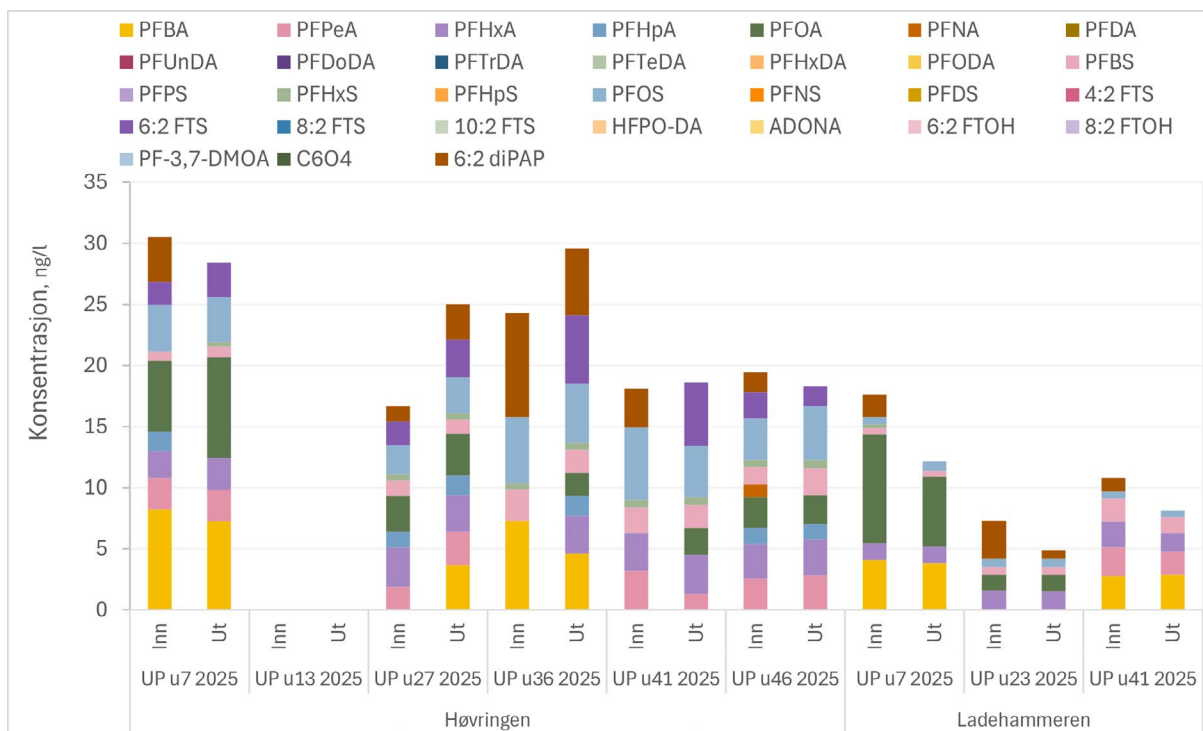
Stoff	Høvringen						Ladehammeren		
	UP u7 2025	UP u13 2025	UP u27 2025	UP u36 2025	UP u41 2025	UP u46 2025	UP u7 2025	UP u23 2025	UP u41 2025
Amisulprid ^{K1}	17%	50%	-233%	11%	17%	0%	30%	40%	-14%
Karbamazepin ^{K1}	-17%	-13%	-147%	3%	6%	23%	-9%	51%	-56%
Citalopram ^{K1}	36%	17%	-288%	19%	27%	-14%	38%	18%	13%
Klaritromycin ^{K1}	17%	0%	-140%	40%	50%	0%	20%	11%	0%
Diklofenak ^{K1}	-29%	-14%	-32%	-5%	5%	-14%	23%	17%	-14%
Hydroklortiazid ^{K1}	-10%	25%	-343%	50%	-	-	71%	74%	-
Venlafaksin ^{K1}	18%	6%	-196%	5%	23%	19%	14%	28%	-10%
Kandesartan ^{K2}	11%	10%	-33%	4%	20%	13%	11%	22%	-21%
Irbesartan ^{K2}	21%	10%	-169%	5%	23%	10%	12%	48%	-11%
Sulfametoksazol	30%	21%	-196%	5%	28%	4%	22%	31%	-13%
Azitromycin	28%	10%	-200%	21%	25%	-9%	32%	24%	0%
Paracetamol	9%	4%	-161%	0%	15%	16%	5%	48%	1%
Metoprolol ^{K1}	16%	6%	-204%	6%	16%	12%	11%	32%	-8%
Benzotriazol ^{K2}	9%	0%	-40%	17%	22%	-20%	17%	-8%	6%
Metylbenzotriazol ^{K2}	4%	0%	-47%	18%	21%	-9%	-121%	12%	13%
Σ API (8+4)	8%	8%	-156%	14%	19%	2%	10%	29%	-9%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 – 80 % gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 29 viser at konsentrasjonene av analyserte PFAS i både innløp og utløp generelt ligger på noe lavere nivåer ved Ladehammeren renseanlegg enn ved Høvringen renseanlegg og også forekomsten av ulike PFAS er annerledes ved de to anlegg. Ved Høvringen renseanlegg forekommer for eksempel PFOS og 6:2 FTS i relativt høyere konsentrasjoner, mens disse stoffene i praksis ikke påvises ved Ladehammeren renseanlegg. En mulig forklaring kan være tilførsel av sigevann fra Heggstadmoen deponi. Ved Ladehammeren renseanlegg påvises PFOA kun ved den første prøvetakingen.

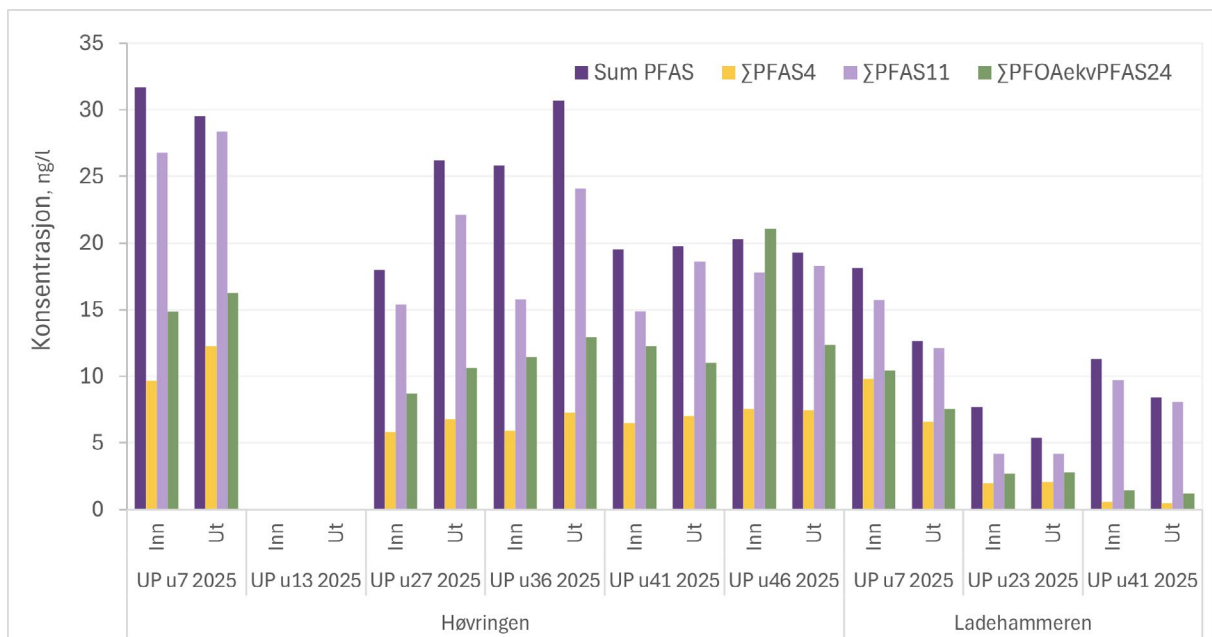
Det kan videre observeres at 6:2 diPAP ikke fjernes effektivt ved samtlige prøvetakinger ved Høvringen renseanlegg, noe som kan indikere mindre effektiv partikkelfjerning eller slamavskilling ved anlegget. 6:2 diPAP fjernes normalt effektivt sammen med slam i primærrense- eller fellingsstrinn, slik også resultater fra de fleste øvrige renseanlegg i denne studien indikerer.



Figur 29. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Høvringen og Ladehammeren renseanlegg. PFAS analyser inngikk ikke for uke 13 og 48 ved Høvringen renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 30 viser liknende trender for de beregnede PFAS-sumparametere (Σ PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24) med litt høyere nivå ved Høvringen enn ved Ladehammeren. Generelt kan ingen renseeffekt observeres ved de to anlegg.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger under eller noe over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt med om lag en faktor 5. For Høvringen og Ladehammeren renseanlegg vurderes det derfor ikke å foreligge risiko for negativ påvirkning av resipienten med hensyn til Σ PFOAekvPFAS24, gitt en forventet fortytning i resipient på minst en faktor 100 (kystvann). Dette gjelder også dersom TFA fremover inkluderes i sumparameteren, basert på dagens kunnskapsgrunnlag om TFA-konsentrasjoner i norske vannmiljøer. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 30. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Høvringen og Ladehammeren rensanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.8. Solumstrand rensanlegg i Drammen kommune

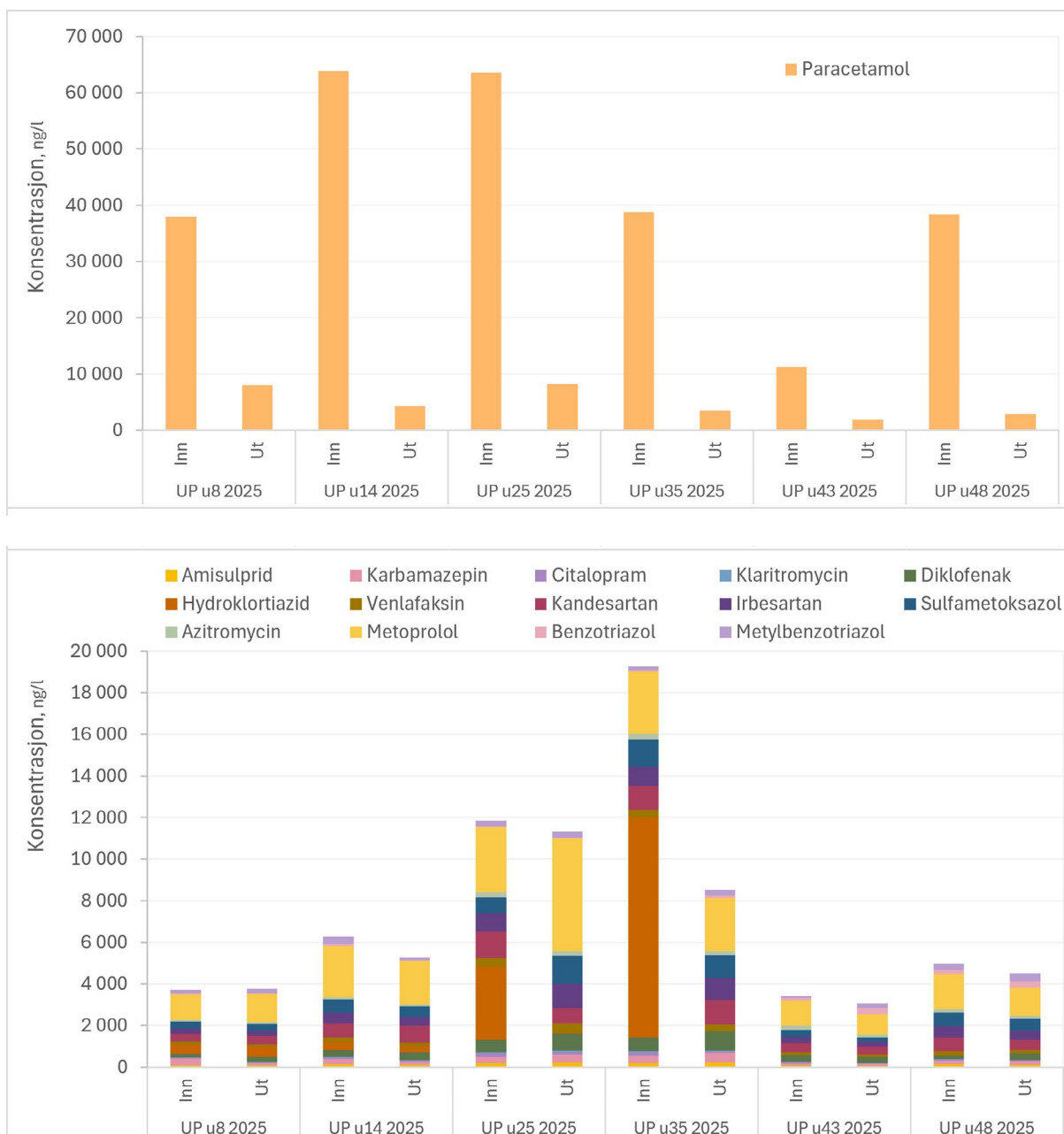
Solumstrand rensanlegg i Drammen har Drammensfjorden som resipient. Anlegget utnytter om lag 100 000 pe av sin dimensjonerte kapasitet på 130 000 pe, med cirka 64 000 tilknyttede innbyggere (Tabell 3). Renseprosessen omfatter en biofilmprosess (MBBR) kombinert med kjemisk felling (Actiflo), men uten nitrogenfjerning. Rensegraden for nitrogen er derfor lav, rundt 20 %, mens BOD₅ fjernes med om lag 90 % og fosfor med rundt 97 %. Andelen fremmedvann er estimert til omtrent 50–60 %.

Samtlige analyseresultater for Solumstrand rensanlegg er presentert i vedlegg, Tabell 28.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 31 viser at konsentrasjonene ved Solumstrand rensanlegg varierer mellom de ulike prøvetakingene. Paracetamol reduseres gjennom rensprosessen, men ikke like effektivt som ved anlegg med mer avansert biologisk rensing. Dette kan forklares med fravær av nitrogenfjerning og kortere oppholdstid, som gir mindre gunstige forhold for biologisk nedbrytning (Tabell 3). For de øvrige stoffene er fordelingen mellom innløp og utløp relativt konsistent på tvers av ukeprøvene. Variasjonen som observeres, er i stor grad knyttet til hydroklortiazid, som viser betydelige svingninger i konsentrasjon, særlig i innløpsprøven fra uke 35.

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ligger opptil rundt 200 ganger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Dette innebærer at det kreves en fortynningsgrad i resipient på minst 200 eller en bedre renseseffekt for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at det ikke foreligger vesentlige andre bidrag til samme resipient. Øvrige analyserte legemidler viser lavere risiko enn diklofenak eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 31. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Solumstrand renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Resultatene for beregnede rensegrader viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 % (Tabell 14). Paracetamol renses likevel bort effektivt som ved de fleste andre anlegg. Også for hydroklortiazid og benzotriazol oppnås en svært høy renseeffekt ved noen tilfeller. For karbamazepin, citalopram og enkelte andre stoffer oppnås en moderat renseeffekt (>40 %) ved enkelte prøvetakinger.

Middelrensegraden for samtlige indikatorstoffer ligger betydelig under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger.

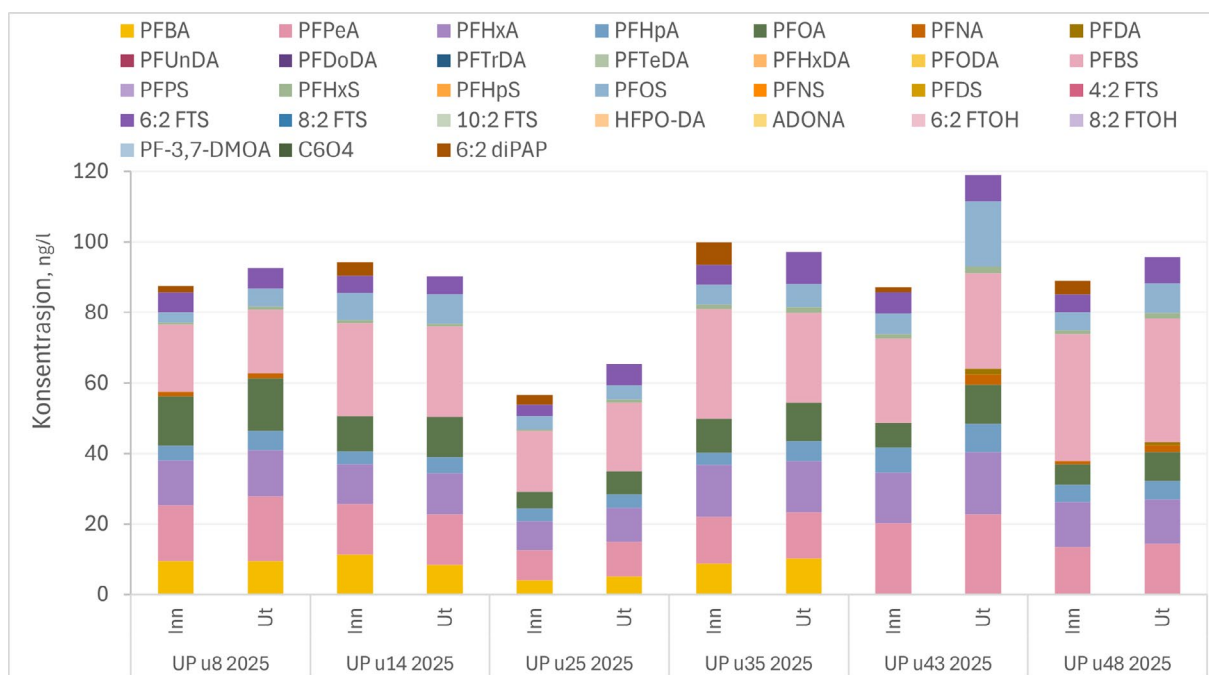
Tabell 14. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Solumstrand renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	UP u8 2025	UP u14 2025	UP u25 2025	UP u35 2025	UP u43 2025	UP u48 2025
Amisulprid ^{K1}	0%	23%	-21%	-15%	25%	23%
Karbamazepin ^{K1}	64%	42%	-23%	-29%	10%	-13%
Citalopram ^{K1}	33%	45%	29%	47%	50%	43%
Klaritromycin ^{K1}	-50%	0%	-80%	50%	50%	0%
Diklofenak ^{K1}	-67%	-32%	-31%	-42%	0%	-68%
Hydroklortiazid ^{K1}	-2%	31%	99%	100%	-	-
Venlafaksin ^{K1}	0%	18%	-23%	11%	23%	20%
Kandesartan ^{K2}	-3%	-14%	45%	-6%	20%	23%
Irbesartan ^{K2}	4%	19%	-38%	-14%	17%	21%
Sulfametoksazol	-6%	13%	-77%	18%	41%	12%
Azitromycin	11%	25%	12%	12%	25%	25%
Paracetamol	79%	93%	87%	91%	84%	92%
Metoprolol ^{K1}	-9%	14%	-72%	16%	19%	18%
Benzotriazol ^{K2}	0%	82%	-50%	-120%	-131%	-61%
Metylbenzotriazol ^{K2}	-24%	65%	-12%	-61%	-110%	-22%
Σ API (8+4)	-4%	24%	-15%	-5%	-2%	-1%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 - 80 % gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

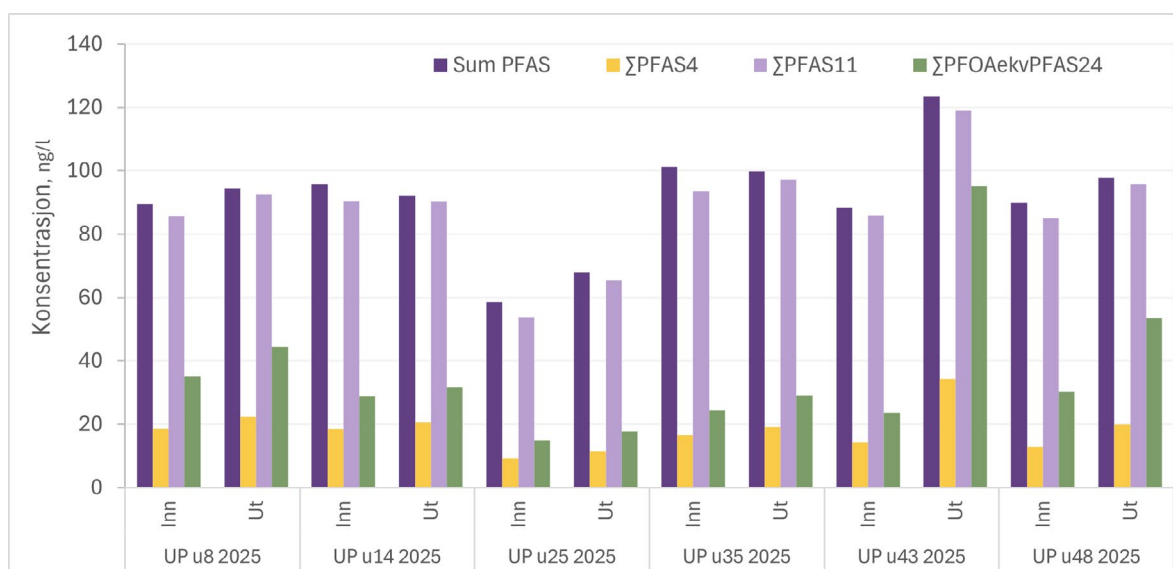
Figur 32 viser at konsentrasjonene av analyserte PFAS i både innløp og utløp generelt ligger på samme nivåer ved de ulike prøvetakinger. Jevnført med andre anlegg utgjør PFPeA og PFBS en betydelig større del av PFAS-sammensetning.



Figur 32. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Solumstrand renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 33 viser beregnede PFAS-sumparametere (Sum PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24), som indikerer høyere nivåer enn ved de fleste andre anlegg. Som ved flere andre renseanlegg mottar også Solumstrand sigevann fra deponi, noe som kan være en mulig forklaring på de forhøyede nivåene. Det er imidlertid ikke mulig å fastslå sikkert at PFAS-belastningen stammer fra sigevann basert på de gjennomførte analysene alene. Generelt kan det ikke observeres noen tydelig renseeffekt for PFAS ved anlegget.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger ved samtlige prøvetakinger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt med om lag en faktor 15. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 33. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Solumstrand renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.9. Odderøya renseanlegg i Kristiansand kommune

Odderøya renseanlegg i Kristiansand har Skagerrak som resipient. Anlegget utnytter om lag 134 000 pe av sin dimensjonerte kapasitet på 200 000 pe (Tabell 3). Renseprosessen omfatter sekundærrensing med biofilmprosess (MBBR), kombinert med kjemisk felling og ettersedimentering, men uten nitrogenfjerning. Rensegraden for nitrogen er derfor svært lav, rundt 5 %, mens BOF_5 fjernes med om lag 93 % og fosfor med rundt 92 %. Andelen fremmedvann er estimert til omtrent 40 %, noe som er lavere enn ved de fleste andre renseanleggene som inngikk i prosjektet (Tabell 3).

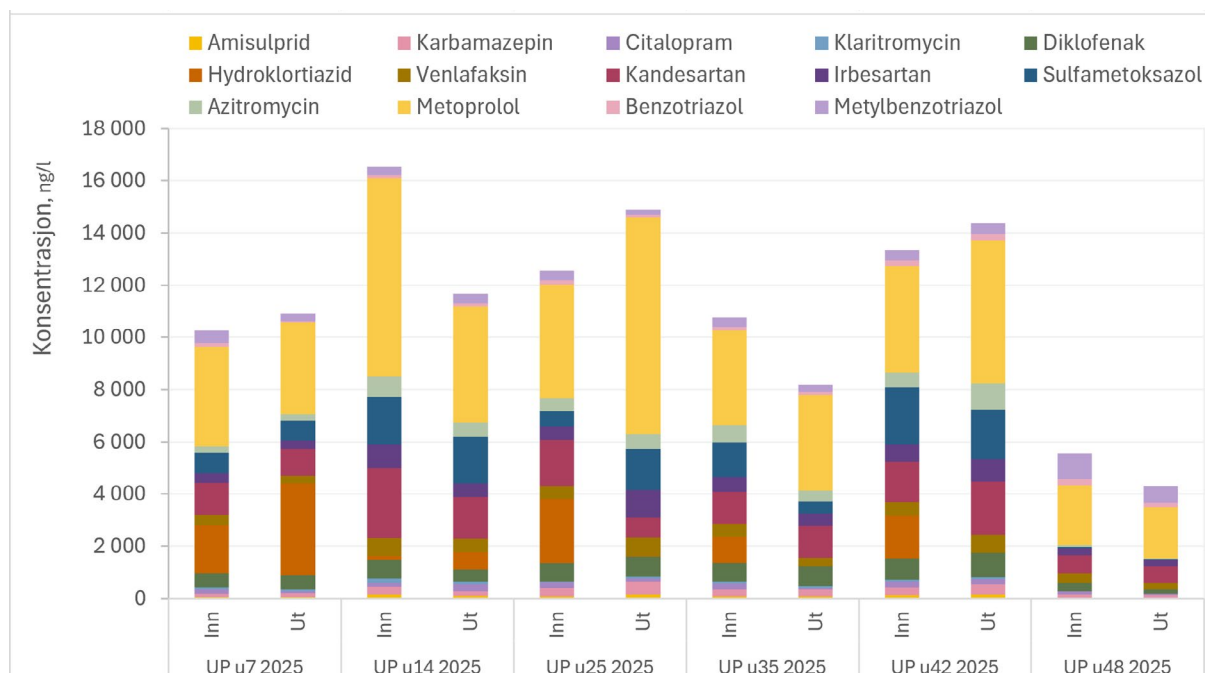
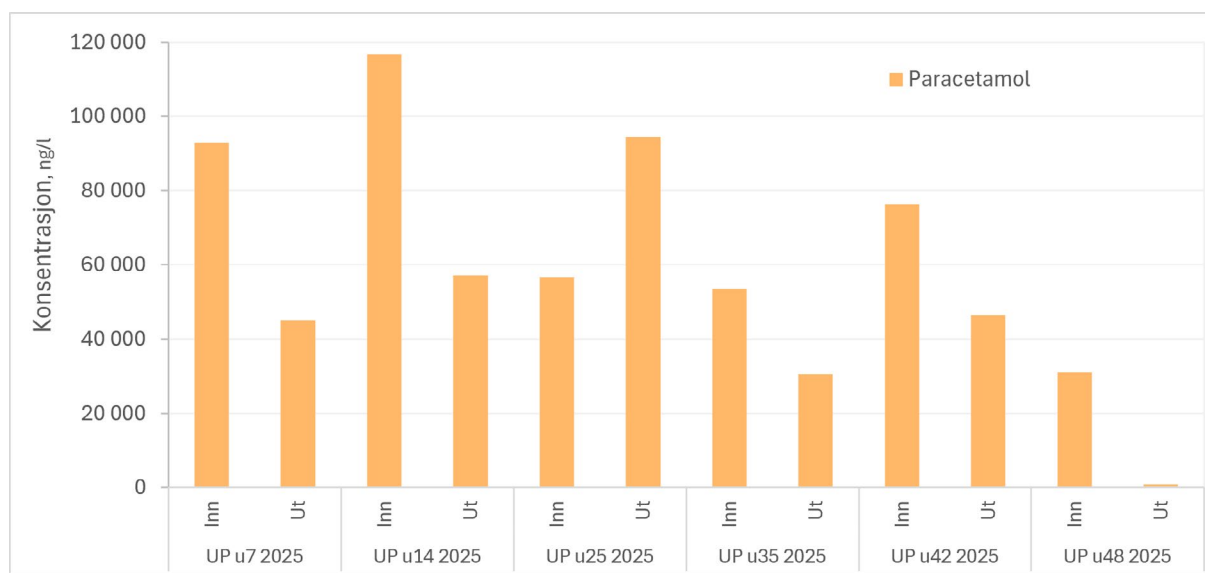
Samtlige analyseresultater for Odderøya renseanlegg er presentert i vedlegg, Tabell 29.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 31 viser at konsentrasjonene ved Odderøya renseanlegg ligger på relativt stabile nivåer mellom de ulike prøveomgangene, med unntak av siste prøvetaking i uke 48. Det kan videre observeres at paracetamol kun fjernes effektivt ved denne prøvetakingen, mens renseeffekten ellers er fraværende eller marginal. Dette kan forklares med en mindre effektiv biologisk prosess uten nitrogenfjerning og en kortere oppholdstid i prosessen (Tabell 3), noe som samlet sett gir begrensede forutsetninger for effektiv biologisk nedbrytning av paracetamol.

Ellers viser de fleste ukeprøvene en relativt lik fordeling av de analyserte stoffene, både i innløp og utløp. De observerte variasjonene skyldes i hovedsak hydroklorotiazid, som viser betydelige fluktuasjoner i konsentrasjon. Dette fremgår særlig tydelig i innløpsprøven fra uke 35.

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ligger <200 ganger høyere enn foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Dette innebærer at det kreves en fortynningsgrad i resipient på minst 200 eller en bedre renseeffekt for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at det ikke foreligger vesentlige andre bidrag til samme resipient. Øvrige analyserte legemidler viser lavere risiko enn diklofenak eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 34. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Odderøya renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Resultatene for beregnede rensegrader viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 % (Tabell 15). Paracetamol renses som nevnt kun bort effektivt ved siste prøveomgang (uke 48). For hydroklortiazid oppnås det ved to tilfeller også en bra renseeffekt, men samtidig delvis en kraftig negativ reduksjon ved andre tilfeller. For flere stoffer kan det observeres en moderat renseeffekt (>40 %) ved enkelte prøvetakinger.

Middelrensegraden for samtlige indikatorstoffer ligger betydelig under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger.

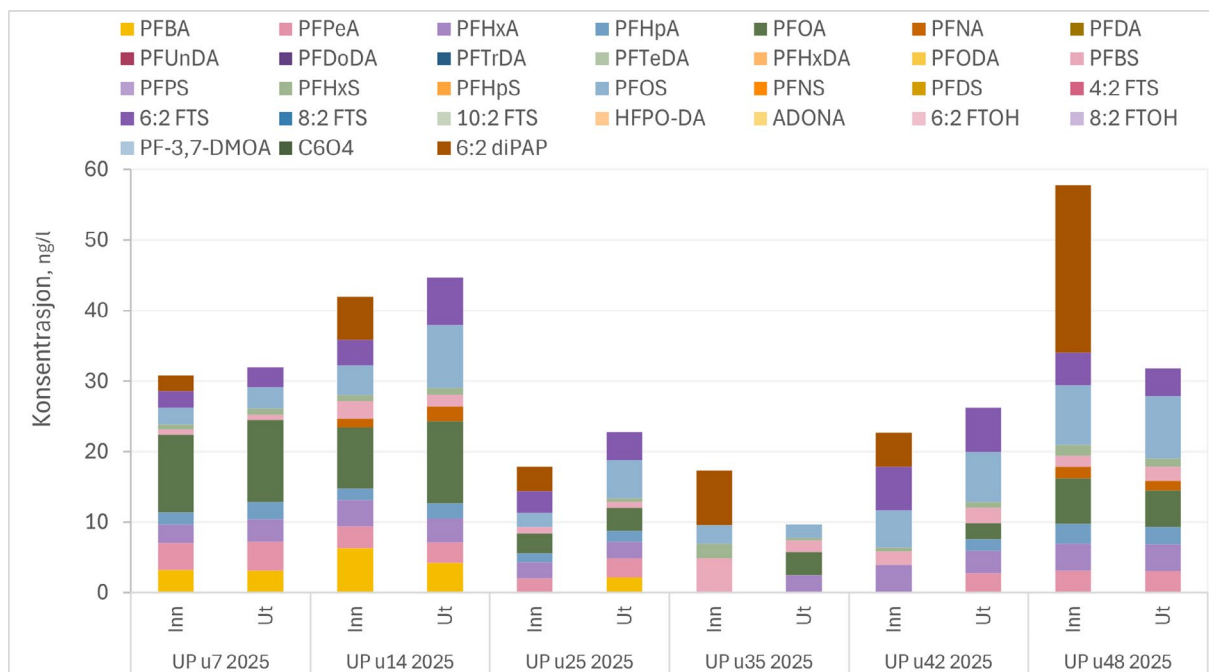
Tabell 15. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Odderøya renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	UP u7 2025	UP u14 2025	UP u25 2025	UP u35 2025	UP u42 2025	UP u48 2025
Amisulprid ^{K1}	0%	31%	-63%	0%	-27%	50%
Karbamazepin ^{K1}	-7%	44%	-53%	4%	-29%	23%
Citalopram ^{K1}	60%	-100%	30%	68%	17%	42%
Klaritromycin ^{K1}	22%	44%	-75%	22%	-33%	0%
Diklofenak ^{K1}	-8%	34%	-13%	-4%	-15%	53%
Hydroklortiazid ^{K1}	-88%	-340%	99%	99%	0%	0%
Venlafaksin ^{K1}	22%	24%	-39%	35%	-33%	33%
Kandesartan ^{K2}	18%	40%	55%	2%	-33%	7%
Irbesartan ^{K2}	8%	45%	-100%	16%	-28%	8%
Sulfametoksazol	3%	2%	-166%	64%	13%	60%
Azitromycin	4%	30%	-14%	36%	-75%	57%
Paracetamol	51%	51%	-67%	43%	39%	97%
Metoprolol ^{K1}	8%	41%	-91%	-1%	-35%	14%
Benzotriazol ^{K2}	57%	-8%	35%	0%	-20%	32%
Metylbenzotriazol ^{K2}	45%	-13%	47%	29%	3%	34%
Σ API (8+4)	11%	-13%	-14%	22%	-20%	25%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 – 80 %gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 35 viser at konsentrasjonene av analyserte PFAS i både innløp og utløp generelt ligger på tilsvarende nivåer mellom de ulike prøvetakingene, selv om enkelte variasjoner forekommer. De delvis høye konsentrasjonene av 6:2 diPAP fjernes imidlertid effektivt gjennom renseprosessen. Sammenlignet med de øvrige renseanleggene utgjør PFOS og 6:2 FTS en større andel av PFAS-sammensetningen ved dette anlegget.

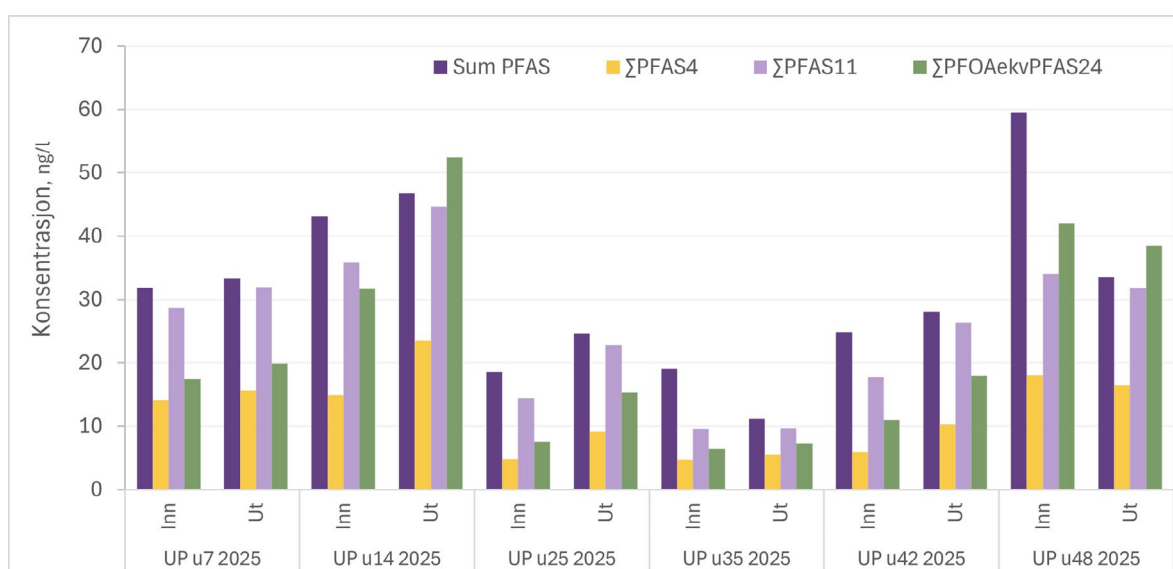


Figur 35. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Odderøya renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 36 viser beregnede PFAS-sumparametere (Σ PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24) som indikerer samme trend som i Figur 35 med noe lavere halter under uke 25 og 35.

I motsetningen til andre renseanlegg kan det observeres at Σ PFOAekvPFAS24 ligger på samme nivåer som Σ PFAS og Σ PFAS11. Dette kan forklares med høyere andel av PFAS med høy PFOA-ekvivalensfaktorer som PFOS som inngår i beregningen. Generelt kan ingen renseeffekt for PFAS observeres ved renseanlegget.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger ved samtlige prøvetakinger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt med om lag en faktor 12. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 36. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Odderøya renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.5.10. NRVA renseanlegg i Lillestrøm

NRVA renseanlegg i Lillestrøm har Nitelva som resipient. Anlegget har en gjennomsnittlig belastning på om lag 180 000 pe, med rundt 140 000 tilknyttede innbyggere. Dimensjonert kapasitet er 230 000 pe (Tabell 3). Renseprosessen omfatter en biofilmprosess (MBBR) med nitrogenfjerning og etterfelling. Rensegraden er høy, med omtrent 79 % fjerning av nitrogen, mens BOF_5 fjernes med om lag 97 % og fosfor med rundt 95 %, basert på gjennomsnitt for perioden 2021–2025. Andelen fremmedvann er relativt høy, rundt 70 %, sammenlignet med de fleste andre renseanleggene.

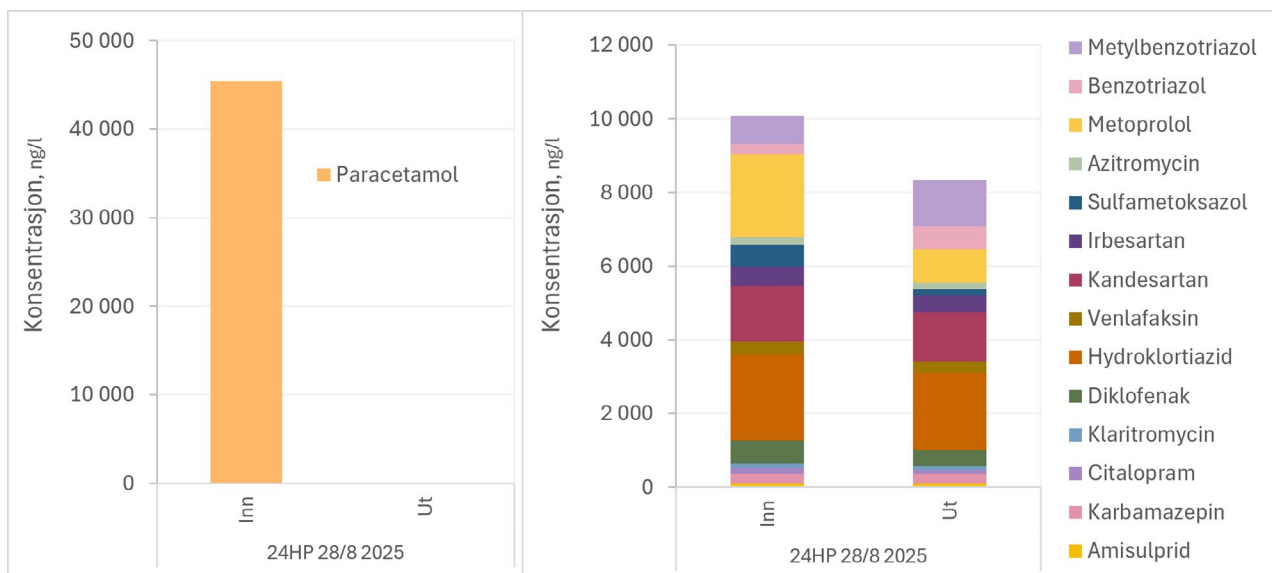
Ved NRVA renseanlegg er kun en prøverunde med døgnblandede prøver (24 timer) fra innløp og utløp, tatt 28. august 2025, inkludert i studien. Det er imidlertid også tatt resipientprøver oppstrøms og nedstrøms utslippspunktet ved to anledninger, 11. februar og 17. juni 2025. Det foreligger dessverre ingen samtidige prøver fra renseanlegget og resipienten ved samme tidspunkt.

Samtlige analyseresultater for NRVA renseanlegg og resipient er presentert i vedlegg, Tabell 30.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 37 viser at konsentrasjonene for den ene prøvetakingen ved NRVA renseanlegg ligger i samme område som de fleste andre renseanlegg i denne studie. Resultatene indikerer en relativt lik fordeling av de analyserte stoffene, både i innløp og utløp. Det kan videre observeres at paracetamol fjernes tilnærmet fullstendig, noe som er forventet gitt det svært effektive biologiske rensetrinnet, slik dette indikeres av de høye renseeffektene for nitrogen og BOF_5 .

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ligger for denne prøven omtrent 10 ganger høyere enn foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Dette innebærer at det kreves en fortynningsgrad i resipient på minst 10 eller en bedre renseeffekt for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at det ikke foreligger vesentlige andre bidrag til samme resipient. Øvrige analyserte legemidler viser lavere risiko enn diklofenak eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 37. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for døgnprøven den 27-28/8 2025 ved NRVA renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Resultatene for beregnede rensegrader ved det neste prøvetilfelle viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 % (Tabell 16). Kun paracetamol renses bort svært effektivt. For sulfametoksazol og metoprolol oppnås en moderat renseeffekt (>40 %). Middelrensegraden for samtlige indikatorstoffer ligger med 0 % under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger. Dette er særlig relevant for

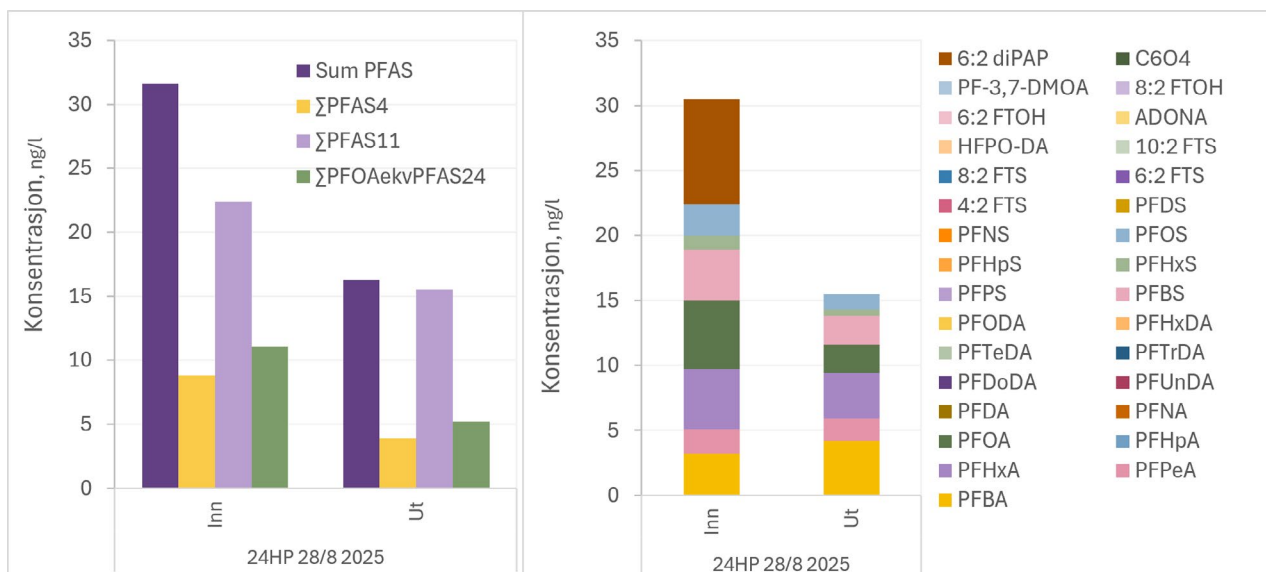
NRVA renseanlegg, som på grunn av sin kapasitet i henhold til det reviderte avløpsdirektivet vil være omfattet av krav om etablering av kvartært rensetrinn. Det anbefales å gjennomføre flere prøvetakinger for å sikre et bedre og mer representativt datagrunnlag.

Tabell 16. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved NRVA renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	24HP 28/8 2025
Amisulprid ^{K1}	0%
Karbamazepin ^{K1}	0%
Citalopram ^{K1}	31%
Klaritromycin ^{K1}	23%
Diklofenak ^{K1}	28%
Hydroklortiazid ^{K1}	11%
Venlafaksin ^{K1}	12%
Kandesartan ^{K2}	11%
Irbesartan ^{K2}	12%
Sulfametoksazol	74%
Azitromycin	26%
Paracetamol	100%
Metoprolol ^{K1}	59%
Benzotriazol ^{K2}	-125%
Metylbenzotriazol ^{K2}	-62%
Σ API (8+4)	0%
Rensegrad: <40 % rosa; 40 – 80 % gul; >80 % grønn.	

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 38 viser konsentrasjonene av analyserte PFAS og PFAS-sumparameter basert på døgnprøven den 27-28/8 2025 ved NRVA renseanlegg. Basert på kun dette prøve kan en viss reduksjon av ulike PFAS og PFAS-sumparameter observeres. Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger for prøven noe over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 38. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS og PFAS-sumparameter basert på døgnprøven den 27-28/8 2025 ved NRVA renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren eller inkludert i beregningen av sumparameterne.

Resultat for resipientprøver vises og diskuteres i avsnitt 3.4.4

3.5.11. Tønsberg renseanlegg

Tønsberg renseanlegg har Ytre Oslofjord som resipient. Anlegget utnytter om lag 100 000 pe av sin dimensjonerte kapasitet på 160 000 pe (Tabell 3). Renseprosessen omfatter sekundærrensing med biofilmprosess (MBBR) kombinert med kjemisk felling, men uten nitrogenfjerning. Rensegraden for nitrogen er derfor lav, rundt 21 %, mens BOF_5 fjernes med om lag 92 % og fosfor med rundt 91 %. Andelen fremmedvann er estimert til cirka 55-65 %.

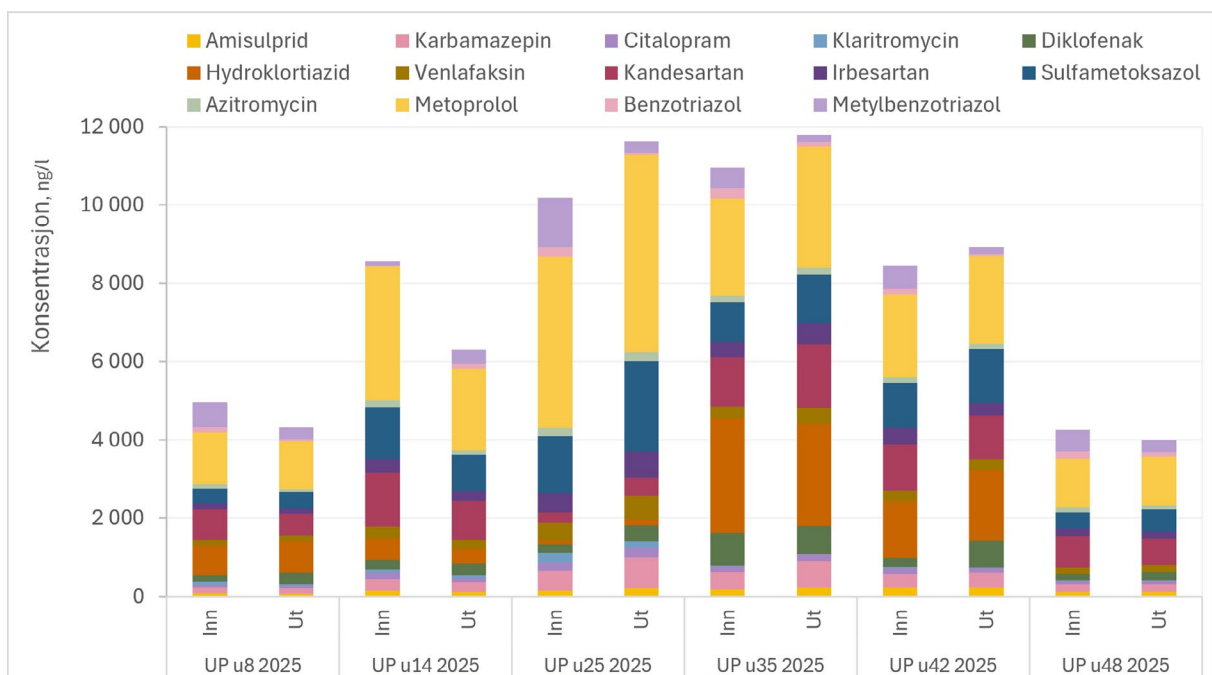
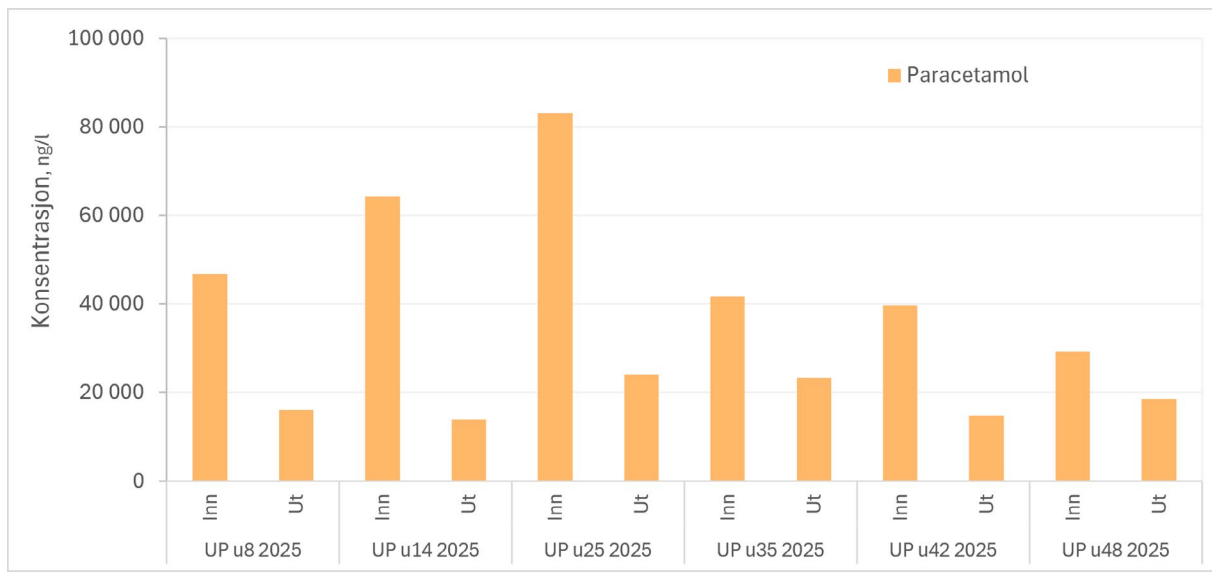
Samtlige analyseresultater for Tønsberg renseanlegg er presentert i vedlegg, Tabell 31.

Legemidler og metylbenzotriazol

Figur 39 viser at konsentrasjonene ved Tønsberg renseanlegg varierer noe gjennom året, med noe høyere konsentrasjoner av flere legemidler i sommerperioden, særlig i uke 25 til 42. En mulig forklaring kan være lavere fortytning av innløpsvannet i sommerperioden, eller økt belastning fra sykehus, herunder Vestfold sykehus, ettersom flere av stoffene som viser forhøyede nivåer er legemidler som ofte benyttes i spesialisthelsetjenesten. En sesongmessig økning i befolkningen, for eksempel som følge av turisme i Vestfold, kan bidra til økt legemiddelbelastning i avløps-systemet. Sammenhengen kan imidlertid kun vurderes som indikativ, da studien ikke omfatter detaljerte kildedata.

For øvrig viser de fleste ukeprøvene en relativt lik fordeling av de analyserte stoffene, både i innløp og utløp. Det kan videre observeres at paracetamol kun fjernes delvis ved Tønsberg renseanlegg. Dette kan forklares med en mindre effektiv biologisk prosess uten nitrogenfjerning og en kortere oppholdstid i prosessen (Tabell 3), noe som samlet sett gir begrensede forutsetninger for effektiv biologisk nedbrytning av paracetamol.

Utløpskonsentrasjonene av diklofenak ligger <200 ganger høyere enn foreslått EQS for kystvann (Tabell 2). Dette innebærer at det kreves en fortytningsgrad i resipient på minst 200 eller en bedre renseeffekt for å oppnå foreslått grenseverdi, forutsatt at det ikke foreligger vesentlige andre bidrag til samme resipient. Øvrige analyserte legemidler viser lavere risiko enn diklofenak eller ingen indikasjon på overskridelse av EQS.



Figur 39. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol for ukeprøver ved Tønsberg renseanlegg. Paracetamol er vist i egen figur på grunn av høyere konsentrasjonsnivå enn de øvrige legemidlene. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien.

Resultatene for beregnede rensegrader viser betydelige forskjeller i renseeffekt mellom enkeltstoffer, men at for de fleste legemidler ligger rensegradene under 40 % (Tabell 17). Paracetamol renses som nevnt ikke bort effektivt. For benzotriazol og metylbenzotriazol oppnås det ved flere tilfeller en moderat renseeffekt (>40 %), men samtidig en kraftig negativ reduksjon ved prøvetaking uke 14.

Middelrensegraden for samtlige indikatorstoffer ligger betydelig under kravet på 80 % ved alle prøvetakinger. Dette er særlig relevant for Tønsberg renseanlegg, som på grunn av sin kapasitet i henhold til det reviderte avløpsdirektivet vil være omfattet av krav om etablering av kvartært rensetrinn.

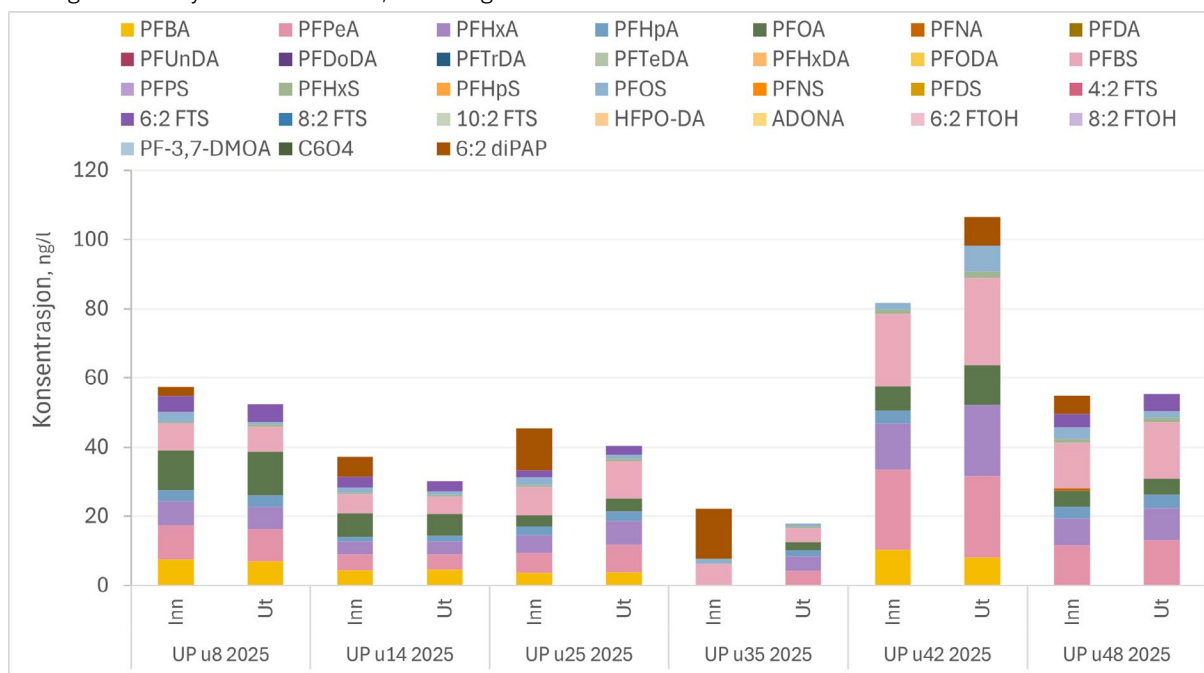
Tabell 17. Rensegrader for analyserte konsentrasjoner av legemidler og metylbenzotriazol ved Tønsberg renseanlegg, pluss indikatorstoffer i henhold til det reviderte avløpsdirektivet. Σ API (8+4) viser middelrensegrad når alle tolv indikatorstoffene inngår. Verdier under kvantifiseringsgrensen er satt lik grenseverdien i beregningene og markert med «>».

Stoff	UP u8 2025	UP u14 2025	UP u25 2025	UP u35 2025	UP u42 2025	UP u48 2025
Amisulprid ^{K1}	14%	20%	-40%	-22%	-5%	0%
Karbamazepin ^{K1}	0%	17%	-55%	-51%	-9%	-5%
Citalopram ^{K1}	25%	29%	-19%	-20%	29%	13%
Klaritromycin ^{K1}	29%	25%	32%	0%	33%	0%
Diklofenak ^{K1}	-75%	-20%	-86%	15%	-192%	-47%
Hydroklortiazid ^{K1}	-6%	30%	-60%	11%	0%	0%
Venlafaksin ^{K1}	13%	23%	-39%	-37%	7%	0%
Kandesartan ^{K2}	26%	28%	-70%	-29%	4%	16%
Irbesartan ^{K2}	13%	29%	-34%	-36%	21%	11%
Sulfametoksazol	-5%	31%	-59%	-24%	-20%	-33%
Azitromycin	27%	29%	-5%	-12%	0%	8%
Paracetamol	66%	79%	71%	44%	63%	37%
Metoprolol ^{K1}	8%	39%	-15%	-25%	-5%	-1%
Benzotriazol ^{K2}	57%	>500%	76%	61%	63%	47%
Metylbenzotriazol ^{K2}	53%	>217%	78%	65%	69%	44%
Σ API (8+4)	13%	-41%	-19%	-6%	1%	6%

Rensegrad: <40 % rosa; 40 – 80 % gul; >80 % grønn.

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Figur 40 viser at konsentrasjonene av analyserte PFAS i både innløp og utløp generelt ligger på tilsvarende nivåer mellom de ulike prøvetakingene, selv om enkelte variasjoner forekommer. Uke 42 oppviser litt høyere konsentrasjoner fremst grunn forhøyde halter av PFBS, PFPeA og PFHxA.

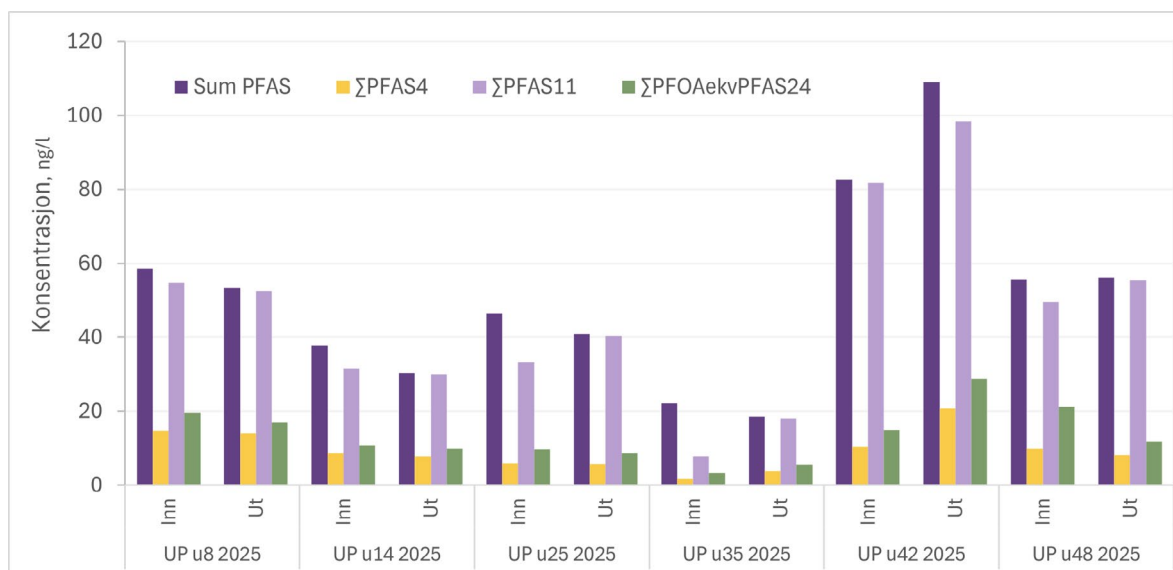


Figur 40. Oversikt over analyserte konsentrasjoner av PFAS basert på ukeprøver ved Tønsberg renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke tatt med i figuren.

Figur 41 viser beregnede PFAS-sumparametere (Sum PFAS, Σ PFAS4, Σ PFAS11 og Σ PFOAekvPFAS24) som indikerer samme trend som i Figur 40 med noe høyere halter under uke 42.

Generelt kan ingen renseeffekt for PFAS observeres ved renseanlegget.

Utløpskonsentrasjonene av Σ PFOAekvPFAS24 ligger ved samtlige prøvetakinger over foreslått EQS for kystvann (Tabell 2), men maksimalt med om lag en faktor 7. Det må imidlertid påpekes at ikke-optimale kvantifiseringsgrenser innebærer at de faktiske konsentrasjonene i utgående vann kan være høyere enn det som rapporteres her.



Figur 41. Oversikt over PFAS-sumparameter basert på ukeprøver ved Tønsberg renseanlegg. Verdier under kvantifiseringsgrensen er ikke inkludert i beregningen av sumparameterne.

3.6. Øvrige diskusjonspunkter

Erytromycin og ibuprofen inngår i forslaget til reviderte miljøkvalitetsnormer (EQS; se Tabell 2), men er ikke analysert i denne studien. Det er derfor ikke mulig å gjennomføre en direkte vurdering av disse stoffene opp mot foreslåtte EQS-verdier. Likevel kan enkelte indikative vurderinger gjøres basert på analyserte stoffer med tilsvarende bruksområde, kjemiske egenskaper og forventet renseatferd.

For erytromycin, som er et makrolidantibiotikum, kan resultatene for klaritromycin og azitromycin gi en viss indikasjon. Disse stoffene tilhører samme antibiotikagruppe og viser generelt moderat til lav fjerning i konvensjonelle renseanlegg. Resultatene for klaritromycin og azitromycin indikerer at også erytromycin kan forventes å ha begrenset renseeffekt. Data fra svenske renseanlegg og tilhørende resipienter viser at nivåer av erytromycin ligger mye lavere enn foreslåtte EQS-verdier (Önnby et al., 2024) og risiko bedømmes dermed som relativt lav også i resipienter som tar avløpsvann fra norske renseanlegg.

For ibuprofen, som er et ikke-steroid antiinflammatorisk legemiddel (NSAID), kan resultatene for paracetamol gi et sammenligningsgrunnlag. Paracetamol er lett biologisk nedbrytbart og fjernes effektivt. Ibuprofen har i tidligere studier vist renseatferd som ofte ligner paracetamol, med relativt god biologisk nedbrytning, men med variasjoner avhengig av renseprosess. Basert på dette kan ibuprofen forventes å ha lavere risiko for overskridelse av EQS enn diklofenak. Også her viser data fra svenske renseanlegg og tilhørende resipienter at nivåer av ibuprofen ligger mye lavere enn foreslåtte EQS-verdier (Önnby et al., 2024) og risiko bedømmes dermed som relativt lav også i resipienter som tar avløpsvann fra norske renseanlegg.

Det bør videre bemerkes at Σ PFOAekvPFAS24 i fremtiden kan bli utvidet til også å omfatte trifluoreddiksyre (TFA). TFA er i liten grad kartlagt i norske avløpsvann, men antas å forekomme i lavere konsentrasjoner enn i Sverige (Önnby et al., 2025). Med en foreslått PFOA-ekvivalensfaktor på 0,002 kan TFA bidra til økte verdier av Σ PFOAekvPFAS24, men dette må vurderes gjennom direkte analyser ved de enkelte anleggene, ettersom nivåene kan påvirkes av ulike oppstrøms kilder.

4. Konklusjoner og anbefalinger

4.1. Overordnede konklusjoner

Denne studien viser at både legemidler og PFAS forekommer i kommunalt avløpsvann ved de undersøkte renseanleggene, og at stoffene oppviser betydelig ulik atferd gjennom renseprosessene. Enkelte legemidler, som paracetamol, fjernes effektivt i eksisterende biologiske renseprosesser, mens mer persistente stoffer, som diklofenak og karbamazepin, i liten grad reduseres. For PFAS viser resultatene gjennomgående lav eller ingen netto renseeffekt, i tråd med forventninger for konvensjonelle renseanlegg. For PFAS må resultatene tolkes i lys av at forbindelsene kan omfordes mellom vann og slam, og at forløperstoffer (prekursorer) kan omdannes til målbare perfluoreerte forbindelser under renseprosessen. En tilsynelatende lav netto renseeffekt i vannfasen utelukker derfor ikke at deler av PFAS-belastningen overføres til slam eller endrer kjemisk form gjennom anlegget. En fullstendig massebalanse forutsetter analyser av både slam og et bredere spekter av PFAS og prekursorer.

De beregnede rensegradene for indikatorstoffer ligger samlet sett under kravet på 80 % slik det er vedtatt i det reviderte avløpsdirektivet. Dette indikerer at dagens renseprosesser ved de fleste anlegg ikke er tilstrekkelige for å oppfylle framtidige krav uten innføring av avansert (kvartær) rensing.

Studien viser samtidig at resultatene påvirkes av betydelig variasjon mellom prøvetakinger, både når det gjelder konsentrasjoner og beregnet renseeffekt. Dette understreker behovet for et mer omfattende og systematisk data-grunnlag for å kunne vurdere både etterlevelse av regelverk og reell miljøpåvirkning.

4.2. Anleggsspesifikke funn

Resultatene viser en del forskjeller mellom anlegg, både i sammensetning av mikroforurensninger og i renseeffekt. Slike forskjeller kan knyttes til anleggsstørrelse, renseprosess, belastningsprofil og lokale punktkilder, herunder bidrag fra sykehus og sigevann.

Flere renseanlegg med kun primær- eller sekundærrensing, altså uten nitrogenfjerning, som for eksempel Grødal, Hølvring, Ladehammeren og Odderøya, har begrensede forutsetninger for å oppnå effektiv fjerning selv av lett nedbrytbare legemidler som paracetamol. Bekkelaget renseanlegg, som har noen av de mest omfattende og avanserte rensetrinnene og den lengste oppholdstiden i det biologiske rensetrinnet blant anleggene i studien, viser derimot en viss renseeffekt også for flere mer persistente og vanskelig nedbrytbare legemidler.

For anlegg der det er gjennomført prøvetaking i flere rensetrinn, gir resultatene økt innsikt i stoffspesifikk dynamikk gjennom renseprosessen, blant annet ved at enkelte stoffer kan vise økte konsentrasjoner over enkelttrinn, samtidig som det oppnås en samlet reduksjon over hele anlegget. Dette illustrerer at vurdering av renseeffekt bør baseres på helhetlig anleggsytelse, og ikke på enkelttrinn isolert.

4.3. Anbefalinger for videre arbeid

Basert på erfaringene fra denne studien anbefales følgende videre arbeid:

Inkludering av flere renseanlegg i prøvetaking

Det anbefales å inkludere flere renseanlegg i fremtidige undersøkelser, særlig anlegg der utslippene går til følsomme vannforekomster (fjord, kystvann, innsjø eller elv) som er sårbare for tilførsler som kan føre til forringet vannkvalitet. I tillegg til anleggene som allerede har deltatt, kan for eksempel ytterligere anlegg med utslipp til Oslofjorden som Fredrikstad, Sarpsborg, Moss og Sandefjord være aktuelle. En slik utvidelse vil:

- gi en mer omfattende kartlegging av mikroforurensninger i norske renseanlegg
- styrke kunnskapen om sammenhengen mellom renseteknologi, belastningsprofil og renseeffekt
- bidra til å identifisere anlegg som bør prioriteres i videre arbeid
- gi bedre grunnlag for vurdering av resipientpåvirkning og behov for tiltak
- danne beslutningsgrunnlag for anlegg som allerede har strengere krav, og hvor innføring av kvartær rensing kan være mest målrettet og ressurseffektiv.

Utvidet og mer regelmessig prøvetaking ved anlegg

Det anbefales å etablere mer regelmessig prøvetaking, i tråd med avløpsdirektivet, med to 48-timers sammensatte prøver per måned. Et slikt opplegg vil:

- gi bedre historikk og grunnlag for trendanalyser
- bidra til å forstå sesongvariasjoner og driftsrelaterte svingninger
- gi et mer robust beslutningsgrunnlag for planlegging og dimensjonering av framtidig kvartær rensing
- muliggjøre vurdering av styringsstrategier for kvartær rensing, herunder håndtering av at inntil 10 % av prøve-resultatene kan unntas ved etterlevelseskontroll
- gjøre det mulig å identifisere endringer i indikatorstoffer over tid, for eksempel fallende konsentrasjoner som kan gi behov for justering av valg av indikatorstoffer

Systematisk registrering av drifts- og prosessdata

For å sikre en mer presis tolkning av analyseresultatene anbefales det at relevante drifts- og prosessdata systematisk registreres og rapporteres i tilknytning til prøvetaking. Dette omfatter blant annet aktuell vannføring i prøvetakingsperioden, eventuelle avvik fra normal drift, renseeffekt for TN, TP og BOF₅ i samme periode. Slik tilleggsinformasjon vil:

- gi bedre grunnlag for å tolke variasjoner i konsentrasjoner og massestrøm
- redusere risiko for feiltolkning av enkeltmålinger
- styrke vurderinger av renseeffekt opp mot kommende krav
- gjøre det mulig å skille mellom reelle prosesseffekter og hydrauliske variasjoner

Inkludering av resipient i overvåkingen

For å kunne vurdere faktisk miljøpåvirkning anbefales det at prøvetaking i resipient inkluderes i framtidige studier. Kombinasjon av utslippsdata og resipientdata vil:

- gi bedre grunnlag for vurdering av fortynningsforhold
- styrke risikovurderinger opp mot miljøkvalitetsnormer (EQS)
- bidra til mer målrettede tiltak der resipientfølsomhet er avgjørende

Utvidelse av analysert stoffomfang

Et utvidet stoffomfang vil gi et mer helhetlig bilde av utfordringene knyttet til mikroforurensninger i avløpsvann og bidra til bedre prioritering av tiltak. Det anbefales derfor å vurdere et bredere spekter av mikroforurensninger i framtidige analyser, herunder stoffer fra prioritetsstoffdirektivet:

- flere legemiddelgrupper
- et bredere utvalg PFAS-forbindelser
- andre relevante organiske mikroforurensninger, som biocider og industrielle tilsetningsstoffer

Avsluttende bemerkning

Samlet sett viser studien at systematisk og regelmessig overvåking av mikroforurensninger er et nødvendig grunnlag for å møte kommende krav i regelverket. Et slikt kunnskapsgrunnlag vil være avgjørende både for planlegging av framtidig renseteknologi og for bærekraftig forvaltning av resipienter.

5. Referanser

- Brown AK, Ackerman J, Cicek N, Wong CS (2020) In situ kinetics of human pharmaceutical conjugates and the impact of transformation, deconjugation, and sorption on persistence in wastewater batch bioreactors. *Environmental Pollution* 265. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114852>
- Folkehelseinstituttet (2025) Legemiddelregisteret. Available at Legemiddelstatistikk per ATC-kode - FHI Statistikk (Last accessed 1 februar 2026).
- Grung M, Sharikabad MN (2025) Miljøpåvirkning av legemidler, Norsk legemiddelhandbok, Foreningen for utgivelse av Norsk legemiddelhandbok, Oslo.
- Hagesæther MM, Gustavsen I, Øverjordet IB, Grung M (2025) Et hav av legemidler, *Tidsskr Nor Legeforen* 2025 Vol. 145. doi: 10.4045/tidsskr.25.0071
- Gullberg, E., Cao, S., Berg, O. G., Ilbäck, C., Sandegren, L., Hughes, D., Andersson, D. I. (2011). Selection of resistant bacteria at very low antibiotic concentrations. *PLoS Pathogens*, 7(7), e1002158. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1002158>
- Mattilsynet (2023). Per- og polyfluorerte stoffer (PFAS-er). <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/den-norske-prioritetslista/perfluorerte-stoffer-pfas/pfas>
- Miljødirektoratet (2025) Per- og polyfluorerte stoffer (PFAS-er). Available at <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/den-norske-prioritetslista/perfluorerte-stoffer-pfas/pfas/>. Last accessed 1 Februar 2026.
- Miljødirektoratet (2026) Vannmiljø. Available at <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>. (Last accessed 1 februar 2026).
- Naturvårdsverket 2026. Förslag till författningsändringar till följd av EU:s reviderade avloppsvattendirektiv - Redovisning av ett regeringsuppdrag. NV-09545-24. <https://www.naturvardsverket.se/490731/contentassets/5408c5e2928d421fafbafa70a30651e4/forslag-till-forfattningsandringar-till-foljd-av-eus-reviderade-avloppsvattendirektiv.pdf>
- Önnby L., Baresel C., Gren L., Liagkouridis I. 2025. Förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk. SVU-rapport 2025-18. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Önnby, L., Baresel, C., Björklund, E., Gren, L., Olsson, A., Rahmberg, M. 2024. Sammanställning av läkemedelsprojekt: Bedömning och prediktion av mikroföroreningar vid svenska avloppsreningsverk. SMED Rapport Nr 12 2024.
- Ort C, Lawrence MG, Reungoat J, Mueller JF (2010a) Sampling for PPCPs in Wastewater Systems: Comparison of Different Sampling Modes and Optimization Strategies, *Environ. Sci. Technol.* 44, 16, 6289–6296. <https://doi.org/10.1021/es100778d>
- Ort C, Lawrence MG, Rieckermann J, Joss A (2010b) Sampling for Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) and Illicit Drugs in Wastewater Systems: Are Your Conclusions Valid? A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 2010, 44, 16, 6024–6035. <https://doi.org/10.1021/es100779n>
- Thomas KV, Langford K, Reid MJ, Vogelsang C, Øxnevad S, Bæk K, Fjeld E, Brooks S, Pampanin DM, Nikiforov V, Schlabach M (2016) Screening Program 2015: Legemidler og Hormoner, M-597|2016 NIVA Report No. 7076-2016, Norsk Insitutt for Vannforskning, Oslo.
- Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM, 2023), Hva vet vi om PFAS-situasjonen i Norden, og hva kan gjøres? (Webinar). Available at <https://youtu.be/54nGbycuNkI?feature=shared>. Last accessed 1 februar 2026.
- Wishart DS, Knox C, Guo AC, Shrivastava S, Hassanali M, Stothard P, Chang Z, Woolsey J. (2006) DrugBank: a comprehensive resource for in silico drug discovery and exploration. *Nucleic Acids Res. (Database issue)*:D668-72. Available at <https://go.drugbank.com/> (Last access 1 februar 2026).

6. Vedlegg: Analyseresultat

Tabell 18. Analyseresultat for Veas rensanlegg, legemidler og metylbenzotriazol

(UP - ukeprøver, SP - stikkprøver, 48HP - 48-timmersprøver, 24HP - 24-timmersprøver, SED - etter forfelling, "-" - problem ved analyse, "xxx" - kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025			UP u14 2025			SP 28/3 2025		UP u25 2025			48HP 17/6 2025		UP u35 2025			UP u42 2025			48HP 14/10 2025		48HP 17/10 2025		24HP 27/11 2025		48HP 26/11 2025		UP u48 2025		
	Inn	Sed	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Sed	Ut
Amisulprid	130	110	110	140	110	140	180	110	100	80	150	210	140	350	120	130	150	140	140	160	140	150	150	70	70	100	100	100	80	80
Karbamazepin	130	110	140	130	100	170	160	110	140	130	260	280	250	500	200	180	200	190	200	180	190	190	200	100	110	120	130	130	110	120
Citalopram	140	110	80	150	120	130	200	100	150	90	120	290	120	380	110	90	160	130	100	150	100	140	110	70	60	90	70	100	70	70
Klaritromycin	140	110	80	100	90	90	200	80	90	60	80	170	60	250	50	60	50	40	30	60	30	40	30	40	20	50	20	50	40	30
Diklofenak	320	330	480	390	370	490	420	410	430	400	570	470	510	710	520	490	590	530	510	540	520	620	570	230	330	310	340	320	330	350
Hydroklortiazid	640	490	500	560	450	520	630	320	80	80	270	160	290	4750	950	1910	1380	1590	1150	2350	1230	1750	1030	-	-	-	-	-	-	-
Venlafaksin	300	270	240	290	260	340	460	270	280	240	380	580	370	870	280	280	340	300	310	320	300	320	310	170	160	220	200	230	190	180
Kandesartan	950	740	710	960	790	1100	1040	630	520	420	830	590	760	2120	760	760	1040	870	950	1100	980	1110	920	530	540	710	730	780	600	600
Irbesartan	340	310	250	350	310	380	490	210	330	300	420	660	400	1040	380	370	500	440	440	490	420	490	450	220	190	280	260	310	240	230
Sulfametoksazol	580	190	120	650	200	180	960	150	400	230	270	750	220	840	280	190	940	680	380	880	310	1060	480	460	190	550	230	590	280	200
Azitromycin	340	240	150	250	220	210	320	170	280	170	200	510	190	880	250	170	350	260	200	330	210	290	220	170	110	210	120	240	170	150
Paracetamol	43080	61280	100	35150	59130	100	118300	100	33130	46610	100	64150	100	55850	48900	100	40150	56000	100	36120	100	44200	100	11140	100	20570	100	20880	30950	100
Metoprolol	2100	1650	1370	1890	1670	2200	3070	1740	1650	1540	2610	3560	2370	4430	1590	1540	1890	1840	1780	1680	1760	1900	1760	910	890	1260	1150	1330	1090	1030
Benzotriazol	120	140	350	140	190	510	110	280	140	210	440	190	560	310	320	590	200	260	550	230	570	90	510	180	290	190	340	150	180	270
Metylbenzotriazol	380	490	700	350	510	840	340	530	480	610	1220	710	1670	500	560	870	400	520	1100	500	1270	160	1000	680	1070	690	1270	460	670	870

Tabell 19. Analyseresultat for Veas renseanlegg, PFAS (UP – ukeprøver, SP – stikkprøver, 48HP – 48-timmersprøver, 24HP – 24-timmersprøver, SED – etter forfelling, ”<” - under kvantifiseringsgrense).

Mått konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025			UP u14 2025			SP 28/3 2025		UP u25 2025			48HP 17/6 2025		UP u35 2025			UP u42 2025			48HP 14/10 2025		48HP 17/10 2025		24HP 27/11 2025		48HP 26/11 2025		UP u48 2025			
	Inn	Sed	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Sed	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Sed
PFBA	7,1	4,7	4,6	4,5	4,2	5,7	4,3	3,8	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	3,7	3,5	4,7	2,4	2,1	<2,0	2,8	<2,0	2,6	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
PFPeA	2,0	2,4	1,7	1,9	1,7	2,2	<1,5	<1,5	2	<1,5	1,8	1,7	1,6	<1,5	3,8	3,5	1,8	2,2	3,1	<1,5	2,2	1,9	1,7	3,7	4,3	2,8	3,2	3,2	3,1	2,8	
PFHxA	2,1	2,1	2,8	4,9	2,3	2,6	1,9	2,4	1,9	2,2	3,3	4,1	4,3	4,6	4,3	4,9	3,4	2,8	2,6	<1,2	1,9	<1,2	3,3	4,5	5,3	3,5	5,1	3,9	4,6	6,1	
PFHpA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,2	1,4	<1,2	1,3	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	2,1	<1,2	<1,2	2,1	2,1	1,5	1,4	1,9	1,7	1,8	
PFOA	6,4	5,6	5,3	5,7	6,2	5,8	4,5	4,6	1,3	1,6	2,5	2,1	2,1	<1,2	3,6	3,3	<1,2	1,8	2,2	<1,2	1,9	<1,2	1,7	3,8	3,1	2,8	2,5	3,1	3,1	2,5	
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	0,8	<0,6	<0,6	<0,6	1,0	0,8	0,9	
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	
PFBS	2,4	1,3	2,1	2,8	1,3	2,0	1,8	1,5	0,9	0,9	0,8	1,4	0,9	2,5	1,4	2,9	2,8	2,2	2,6	3,4	1,4	4,2	2,5	1,9	2,6	1,8	2,6	1,8	3,0	3,2	
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
PFHxS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,5	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	1,1	0,5	0,7	0,6	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	0,5	<0,3	
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		
PFOS	2,1	1,0	0,7	2,1	1,9	0,8	0,6	1,4	0,9	0,9	0,6	1,1	0,6	2	1,1	0,9	3,1	1,3	0,9	2,1	1,5	1,6	1,1	1,8	1,2	2,0	0,4	2,5	2,0	1,1	
brPFOS	0,3	0,5	0,2	0,8	0,4	0,2	0,5	0,6	0,4	0,6	0,5	0,5	0,4	1,1	0,6	0,7	1,3	0,6	0,7	0,7	0,8	0,9	0,9	0,2	<0,2	0,6	0,6	0,4	<0,2	<0,2	
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
6:2 FTS	1,2	0,8	0,8	0,8	0,9	1,1	0,8	1,6	0,7	0,6	0,9	0,8	1	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	
6:2 diPAP	12,1	1,0	<0,9	9,9	<0,9	<0,9	20,3	<0,9	7,9	0,6	<0,6	5,6	<0,6	13,1	1,1	<0,6	10,2	<0,6	<0,6	13,7	<0,6	8,9	<0,6	7,2	<0,5	11,0	<0,5	9,8	<0,5	<0,5	
Sum PFAS	35,7	19,3	18,2	33,3	18,9	20,5	34,6	16,3	16	8,6	11,8	17,3	12,2	23,3	20,1	19,7	27,3	13,3	14,6	21	15,1	18,2	14,4	26,1	18,6	26,1	15,7	27,9	18,7	18,4	
ΣPFAS4	8,5	6,5	6,0	7,8	8,1	6,6	5,2	6,4	2,2	2,5	3,1	3,2	2,7	2,0	5,2	4,2	3,1	3,1	3,5	3,2	3,9	2,3	3,4	6,5	4,4	4,8	2,9	7,0	6,3	4,5	
ΣPFAS11	23,3	17,7	18,0	22,6	18,5	20,2	13,8	15,6	7,7	7,4	11,3	11,2	11,8	9,1	18,4	19,0	15,8	12,7	13,9	6,6	14,3	8,4	13,5	18,8	18,6	14,4	15,1	17,8	18,7	18,4	
ΣPFOAekvPFAS24	11,1	7,8	7,0	10,1	10,2	7,8	6,0	7,9	3,2	4,0	4,5	4,4	4,0	4,0	6,4	5,4	6,5	4,6	4,5	4,9	6,5	3,7	4,5	17,1	6,8	7,7	4,1	19,1	15,9	15,1	

Tabell 20. Analyseresultat for Hias rensanlegg (UP – ukeprøver, "xxx" - kvantifiseringsgrense, "<" - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025		UP u15 2025		UP u25 2025		UP u34 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	10	20	30	30	100	60	70	60
Karbamazepin	300	420	330	290	690	1 010	580	540
Citalopram	310	230	270	180	650	450	340	210
Klaritromycin	60	60	20	10	160	50	10	10
Diklofenak	260	680	240	600	250	740	750	820
Hydroklortiazid	2 830	7 370	50	30	100	350	11 450	10
Venlafaksin	520	600	460	460	1 130	1 270	690	600
Kandesartan	2 380	2 680	1 560	1 570	610	1 230	2 550	2 090
Irbesartan	870	940	750	850	2 600	3 210	1 270	1 100
Sulfametoksazol	1 090	600	980	200	1 890	730	900	230
Azitromycin	210	160	150	70	290	200	180	90
Paracetamol	124 750	270	48 320	8 880	250 010	23 530	129 640	10
Metoprolol	4 840	1 890	4 200	2 520	9 820	4 980	4 920	1 700
Benzotriazol	440	810	330	250	360	480	320	790
Metylbenzotriazol	690	1 430	430	410	410	550	270	730
PFBA	2,2	4,1			<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
PFPeA	<2,0	<2,0			2,1	1,9	<1,5	<1,5
PFHxA	1,9	5,5			2,2	6,3	<1,2	5,4
PFHpA	1,3	1,6			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFOA	5,2	7,1			1,4	2,9	<1,2	2,8
PFNA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFUnDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFDoDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFTTrDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFTeDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFHxDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFODA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFBS	0,3	<0,3			1,0	0,8	2,1	2,1
PFPS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHxS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHpS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFOS	0,2	0,6			0,5	0,4	0,8	0,6
brPFOS	0,2	0,3			0,2	0,4	<0,3	0,7
PFNS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFDS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
4:2 FTS	<0,6	<0,6			<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
6:2 FTS	1,9	3,9			0,9	1,7	<0,6	<0,6
8:2 FTS	<0,6	<0,6			<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
10:2 FTS	<0,6	<0,6			<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
HFPO-DA	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9

ADONA	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
6:2 FTOH	<5,0	<5,0			<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0			<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
C6O4	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
6:2 diPAP	3,9	<0,9			3,6	<0,6	3,7	<0,6
Sum PFAS								
	17,2	23,1	0,0	0,0	11,9	14,4	6,6	11,6
Σ PFAS4	5,5	7,8	0,0	0,0	1,9	3,3	0,8	3,4
Σ PFAS11	13,1	22,8	0,0	0,0	8,1	14,0	2,9	10,9
Σ PFOAekvPFAS24	6,5	9,4	0,0	0,0	2,5	3,8	1,6	4,1

Tabell 21. Analyseresultat for Bekkelaget renseanlegg (UP – ukeprøver, ”-” - problem ved analyse, ”xxx” - kvantifiseringsgrense, ”<” - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u49 2024		UP u7 2025		UP u14 2025		UP u25 2025		UP u35 2025		UP u42 2025		UP u48 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	120	80	180	100	160	110	150	190	150	150	160	170	100	110
Karbamazepin	110	140	170	150	180	190	190	320	190	250	180	220	100	160
Citalopram	130	80	280	80	220	110	140	150	140	90	160	80	90	70
Klaritromycin	130	110	230	50	170	80	80	60	60	40	60	60	70	30
Diklofenak	360	430	340	380	370	430	530	550	530	460	550	480	300	360
Hydroklortiazid	1000	660	2630	740	660	290	3810	310	980	1840	1840	990	-	-
Venlafaksin	230	220	450	210	380	270	330	410	290	270	300	260	190	200
Kandesartan	720	680	1260	750	1270	1020	1140	910	820	1030	1100	970	680	720
Irbesartan	260	220	480	250	430	310	390	470	430	400	470	390	260	240
Sulfametoksazol	170	100	470	90	520	80	210	220	320	130	540	250	250	170
Azitromycin	220	100	500	90	320	120	270	140	330	150	270	160	200	100
Paracetamol	72 540	100	123 360	100	83 960	100	53 880	100	50 840	100	63 850	100	34 410	100
Metoprolol	1560	590	2890	630	2640	490	1960	100	1770	530	2050	560	1220	410
Benzotriazol	100	80	140	100	70	280	160	230	340	450	280	440	200	260
Metylbenzotriazol	400	530	320	460	240	530	200	390	450	570	450	880	1710	1350
PFBA	8,0	5,9	5,0	5,7	6,2	7,7	2,1	2,4	3,6	8,7	3,3	7,9	<3,0	<3,0
PFPeA	3,1	6,1	4,4	4,9	2,3	7,1	2,1	6,1	1,8	6,3	1,6	6,9	3,95	6,61
PFHxA	3,8	4,1	2,6	4,0	3,0	6,9	2,9	5,9	4,8	6,5	3,4	4,9	4,39	12,04
PFHpA	1,5	1,9	1,4	1,6	1,4	1,4	<1,2	2,1	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	2,12	2,33
PFOA	8,5	12,4	8,7	7,0	5,3	7,6	2,0	4,0	<1,2	2,6	<1,2	4,7	4,56	5,2
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,29	0,91
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFBS	1,3	1,8	1,2	2,0	2,6	2,7	1,3	1,8	4,1	2,9	2,7	3,2	2,44	3,49
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFHxS	0,5	0,5	<0,3	0,6	0,4	0,7	0,3	0,6	1,6	0,7	1,4	0,6	0,79	0,76
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFOS	1,5	0,9	1,8	1,6	1,0	1,0	1,5	0,8	2,8	1,5	1,7	1,1	2,11	1,09
brPFOS	0,7	1,0	0,9	1,1	0,5	0,5	0,7	0,7	1,3	1,2	0,6	1,1	0,67	0,34
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2
6:2 FTS	1,0	<0,6	0,7	<0,6	1,2	2,1	0,9	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5

HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	3,6	<0,9	11,6	<0,9	10,9	<0,9	11,6	<0,6	27,5	<0,6	22,8	<0,6	11,19	<0,5
Sum PFAS	33,5	34,5	38,4	28,4	34,8	37,6	25,4	24,4	47,5	30,4	37,5	30,4	33,5	32,8
∑PFAS4	10,4	13,8	10,5	9,1	6,6	9,3	3,8	5,4	4,4	4,8	3,1	6,4	8,8	8,0
∑PFAS11	29,2	33,5	25,9	27,3	23,4	37,1	13,1	23,7	18,7	29,2	14,1	29,3	21,7	32,4
∑PFOAe- kvPFAS24	13,0	15,9	13,4	11,7	8,6	11,4	5,4	7,4	6,8	6,7	4,5	7,9	23,4	18,4

Tabell 22. Analyseresultat for IVAR rensanlegg Grødal (DP – døgnprøver, ”-” – problem ved analyse, ”xxx” – kvantifiseringsgrense, ”<” – under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	DP u7 2025		DP u13 2025		DP u25 2025		DP u36 2025		DP u40 2025		DP u48 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	120	130	230		450	220	110		170	240	200	
Karbamazepin	120	140	140		240	150	70		70	90	300	
Citalopram	50	50	50		140	60	70		50	70	80	
Klaritromycin	10	10	0		10	10	10		10	10	10	
Diklofenak	60	80	40		100	110	50		40	70	-	
Hydroklortiazid	10	10	10		10	10	10		2 160	690	10	
Venlafaksin	230	250	270		470	240	330		260	300	60	
Kandesartan	370	340	360		320	230	330		360	470	450	
Irbesartan	10	10	30		50	30	30		30	40	50	
Sulfametoksazol	200	130	190		460	200	120		220	320	150	
Azitromycin	60	40	30		160	60	50		20	40	70	
Paracetamol	12 040	16 550	11 530		59 970	42 680	13 260		25 020	32 040	11 320	
Metoprolol	460	500	360		1 710	1 050	1 000		1 330	1 530	1 310	
Benzotriazol	130	10	30		10	10	0		10	30	10	
Metylbenzotriazol	620	60	20		30	20	30		70	140	20	
PFBA	4,7	3,7	6,9		<2,0	<2,0	<2,0		<2,0	2,2	<3,0	
PFPeA	3,9	4,4	2,0		3,1	3,1	<1,5		<1,5	<1,5	<1,0	
PFHxA	11,0	10,8	3,5		7,5	10,3	6,8		<1,2	4,2	4,56	
PFHpA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,5	
PFOA	5,0	5,3	4,4		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	1,05	
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<1,2		<1,2	<1,2	<0,6	
PFBS	0,7	0,6	2,6		0,9	0,9	5,2		3,2	1,4	1,26	
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,2	
PFHxS	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3	
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,2	
PFOS	0,5	0,5	0,9		0,2	0,1	0,8		<0,3	0,4	1,17	
brPFOS	0,2	0,2	0,2		0,2	<0,1	0,7		<0,3	0,6	<0,2	
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,2	
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,3		<0,3	<0,3	<0,2	
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,2	
6:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,5	
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,5	
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,6		<0,6	<0,6	<0,5	

HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,5	
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,5	
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0		<5,0	<5,0	<5,0		<5,0	<5,0	<5,0	
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0		<5,0	<5,0	<5,0		<5,0	<5,0	<5,0	
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,5	
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,9		<0,9	<0,9	<0,5	
6:2 diPAP	2,4	<0,9	2,1		0,6	<0,6	1,1		<0,6	<0,6	3,13	
Sum PFAS	28,5	25,3	22,5		12,5	14,4	14,6		3,2	8,8	11,2	
∑PFAS4	5,6	5,8	5,3		0,2	0,1	0,8		0,0	0,4	2,2	
∑PFAS11	25,9	25,2	20,2		11,7	14,4	12,8		3,2	8,2	8,0	
∑PFOAekvPFAS24	6,6	6,7	6,6		0,6	0,4	1,7		0,0	1,0	3,4	

Tabell 23. Analyseresultat for IVAR sentralrenseanlegg Nord-Jæren (DP – døgnprøver, ”-” - problem ved analyse, ”xxx” - kvantifiseringsgrense, ”<” - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	DP u7 2025		DP u14 2025		DP u25 2025		DP u35 2025		DP u42 2025		DP u47 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	120	130	80	90	140	130	230	180	170	110	120	100
Karbamazepin	140	150	120	130	240	200	240	250	240	160	160	130
Citalopram	110	90	90	70	140	100	150	110	160	80	90	70
Klaritromycin	80	90	40	30	50	40	70	40	30	20	40	30
Diklofenak	260	480	250	350	370	470	230	500	230	360	290	370
Hydroklortiazid	1 330	2 320	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Venlafaksin	260	270	210	210	350	300	410	360	390	230	290	250
Kandesartan	1 310	1 340	850	890	1 400	1 290	1 800	1 440	1 520	1 100	1 140	1 090
Irbesartan	120	150	110	110	370	290	230	180	210	130	160	140
Sulfametoksazol	700	600	220	230	910	220	890	220	710	250	600	360
Azitromycin	160	160	120	120	290	180	220	180	240	150	180	140
Paracetamol	72 650	120	34 510	100	47 450	100	55 270	100	42 840	100	41 600	100
Metoprolol	2 190	2 310	1 340	1 340	2 570	1 880	2 490	1 530	2 430	930	1 810	1 030
Benzotriazol	380	900	160	380	180	690	160	560	320	720	140	500
Metylbenzotriazol	610	1 150	480	700	400	920	330	740	590	1 090	370	770
PFBA	4,7	3,4	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
PFPeA	<2,0	<2,0	1,79	1,92	1,61	2,05	1,52	2,26	1,97	2,25	1,35	2,18
PFHxA	1,6	2,1	1,71	2,61	2,46	5,9	3,15	8,13	2,14	4,39	1,59	3,41
PFHpA	1,4	<1,2	0,85	1,18	0,86	1,61	0,69	2,21	0,87	1,53	0,83	0,99
PFOA	6,8	7,5	2,04	2,41	1,49	3,41	1,42	3,36	1,61	2,85	1,11	1,96
PFNA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	0,63	<0,6	0,68	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFDA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFDoDA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFBS	0,8	0,4	1,09	1,96	1,43	2,36	1,08	2,45	1,46	2,21	1,01	2,16
PFPS	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PFHxS	0,6	0,8	0,96	0,74	0,94	0,82	0,57	0,64	0,82	0,81	0,59	0,94
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PFOS	2,8	1,6	3,42	2,74	2,63	2,23	2,36	1,82	2,81	2,39	3,35	3,57

brPFOS	1,0	0,8	0,89	0,69	0,52	0,56	0,51	0,49	0,27	0,43	0,65	0,97
PFNS	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
6:2 FTS	1,8	3,4	2,13	2,55	<0,5	4,23	2,08	3,04	5,73	6,67	2,11	3,85
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	1,7	<0,9	2,28	<0,5	15,56	<0,5	4,37	<0,5	3,43	<0,5	7,11	<0,5
Sum PFAS	23,1	20,1	17,2	16,8	27,5	23,8	17,8	25,1	21,1	23,5	19,7	20,0
Σ PFAS4	10,2	10,0	6,4	5,9	5,1	7,1	4,4	6,5	5,2	6,1	5,1	6,5
Σ PFAS11	20,4	19,3	14,0	16,1	11,4	23,2	12,9	24,6	17,4	23,1	11,9	19,1
Σ PFOAe- kvPFAS24	13,7	11,4	10,0	9,0	7,8	15,6	6,9	15,5	8,2	9,0	8,6	10,3

Tabell 24. Analyseresultat for Holen rensesanlegg (HP - Helgprøver, UP - ukeprøver, "-" - problem ved analyse, "xxx" - kvantifiseringsgrense, "<" - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025		UP u11 2025		UP u27 2025		HP u27 2025		UP u37 2025		UP u46 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	250	250	190	150	710	350	270	320	220	190	150	150
Karbamazepin	70	80	40	40	170	100	80	120	50	60	30	60
Citalopram	120	80	80	50	320	130	100	100	70	60	50	40
Klaritromycin	60	70	50	60	390	190	90	100	50	20	40	30
Diklofenak	280	380	300	300	470	430	280	490	320	280	230	240
Hydrokortiazid	730	630	430	730	110	50	40	60	10	10	-	-
Venlafaksin	230	230	160	140	690	370	240	310	170	140	110	120
Kandesartan	510	460	270	290	350	340	230	360	280	250	220	230
Irbesartan	120	130	80	90	470	230	140	190	110	100	70	70
Sulfametoksazol	330	530	280	330	890	460	260	380	250	260	180	270
Azitromycin	200	180	120	110	640	300	170	160	160	180	130	110
Paracetamol	90 160	17 950	56 640	10 570	171 400	13 720	45 180	8 710	84 080	14 430	28 790	7 200
Metoprolol	1 160	1 130	810	730	3 430	1 840	1 040	1 480	760	610	510	520
Benzotriazol	210	160	270	170	190	130	230	170	130	250	150	140
Metylbenzotriazol	1 810	1 500	1 640	1 180	1 100	680	600	430	790	830	620	620
PFBA	<2,0	<2,0	3,4	2,7	<2,0	<2,0	3,9	<2,0	<2,0	<2,0	<3,0	<3,0
PFPeA	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<1,5	2,6	1,7	1,6	<1,5	<1,5	1,56	1,7
PFHxA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,7	3,2	2,1	<1,2	2,1	1,88	2,2
PFHpA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	2,5	<1,2	<1,2	<1,2	0,63	0,8
PFOA	5,5	6,1	6,6	6,9	<1,2	1,2	1,5	1,3	<1,2	<1,2	0,92	0,7
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	0,82	<0,6
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFDODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFBS	0,4	<0,3	<0,3	0,4	0,9	0,6	1,0	0,6	3,3	1,3	2,66	1,4
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFHxS	0,4	0,6	0,4	0,4	0,3	0,5	1,8	0,3	0,9	<0,3	0,7	0,6
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFOS	1,6	2,0	1,5	1,5	1,9	2,0	6,1	1,2	1,8	1,5	3,0	2,1

brPFOS	0,9	1,0	0,7	0,6	0,7	0,9	1,7	0,4	0,9	0,6	0,4	<0,2
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2
6:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
C604	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	6,6	4,1	5,1	<0,9	3,5	<0,6	4,8	0,7	1,6	<0,6	1,6	<0,5
Sum PFAS	15,2	13,8	17,9	12,4	7,3	9,5	28,2	8,2	8,5	5,5	14,1	9,6
ΣPFAS4	7,4	8,7	8,6	8,7	2,2	3,7	9,4	2,8	2,7	1,5	5,4	3,4
ΣPFAS11	7,8	8,7	12,0	11,8	3,1	8,6	21,7	7,1	6,0	4,9	12,1	9,6
ΣPFOAe- kvPFAS24	8,9	10,5	10,1	10,2	4,0	5,6	16,3	3,9	4,1	3,0	15,8	5,7

Tabell 25. Analyseresultat for Flesland rensanlegg (UP - ukeprøver, "-" - problem ved analyse, "xxx" - kvantifiseringsgrense, "<" - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025		UP u11 2025		UP u27 2025		UP u37 2025		UP u46 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	110	100	90	90	110	70	80	80	120	60
Karbamazepin	130	100	70	70	120	80	100	100	110	60
Citalopram	150	100	100	80	90	50	90	70	90	50
Klaritromycin	170	120	40	30	40	20	40	20	90	10
Diklofenak	330	410	400	430	410	350	460	440	370	290
Hydroklortiazid	2 470	1 080	1 160	850	1 090	150	820	800	-	-
Venlafaksin	310	270	180	190	200	140	200	180	370	120
Kandesartan	1 180	820	660	690	720	390	770	580	860	460
Irbesartan	280	240	190	190	190	140	220	190	230	130
Sulfametoksazol	480	100	350	120	230	140	440	100	520	70
Azitromycin	260	210	160	150	170	70	200	140	180	110
Paracetamol	83 670	100	55 900	100	30 250	100	35 090	100	34 950	820
Metoprolol	1 850	1 530	1 240	1 210	1 020	850	1 040	1 010	1 290	720
Benzotriazol	330	600	360	710	200	320	260	1 060	140	610
Metylbenzotriazol	180	660	690	2 140	170	450	370	1 410	240	690
PFBA	4,6	4,8	4,2	4,5	<2,0	3,4	6,9	2,4	<3,0	<3,0
PFPeA	2,7	2,9	3,7	3,6	2,3	3,3	<1,5	1,9	2,65	2,61
PFHxA	3,3	3,6	2,9	3,2	2,1	3,3	1,4	1,9	5,81	5,13
PFHpA	2,2	1,8	1,8	1,7	<1,2	1,2	<1,2	<1,2	1,13	1,18
PFOA	8,6	8,4	9,1	7,5	1,8	2,2	<1,2	1,6	2,32	2,11
PFNA	3,2	2,9	1,9	1,3	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,37	1,35
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFBS	1,8	1,8	1,1	0,9	1,2	0,9	4,3	2,3	1,92	2,59
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFHxS	1,4	1,3	1,0	1,1	0,8	0,9	1,2	1,1	1,51	1,21
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2

PFOS	6,1	2,5	4,1	2,2	3,0	1,3	9,1	2	2,93	2,97
brPFOS	2,0	2,0	1,3	1,2	1,4	1,3	2,3	1,4	0,35	0,77
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2
6:2 FTS	<0,6	<0,6	1,2	<0,6	<0,6	0,6	<0,6	<0,6	<0,5	0,79
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	3,6	<0,9	4,5	<0,9	3,4	<0,6	<0,6	<0,6	1,15	<0,5
Sum PFAS	39,3	32,0	36,7	27,3	16,0	18,4	25,2	14,6	21,1	20,7
∑PFAS4	19,3	15,2	16,1	12,2	5,6	4,4	10,3	4,7	8,1	7,6
∑PFAS11	33,8	30,0	31,0	26,1	11,2	17,1	22,9	13,2	19,6	19,9
∑PFOAekvPFAS24	54,8	44,8	38,3	27,0	8,4	6,2	19,3	6,5	23,5	23,0

Tabell 26. Analyseresultat for Høvringen renseanlegg (UP – ukeprøver, ”-” – problem ved analyse, ”xxx” – kvantifiseringsgrense, ”<” – under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025		UP u13 2025		UP u27 2025		UP u36 2025		UP u41 2025		UP u46 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	60	50	20	10	30	100	90	80	60	50	40	40
Karbamazepin	120	140	80	90	150	370	310	300	160	150	130	100
Citalopram	110	70	60	50	80	310	160	130	110	80	70	80
Klaritromycin	60	50	40	40	50	120	100	60	40	20	40	40
Diklofenak	240	310	280	320	410	540	620	650	420	400	280	320
Hydroklortiazid	1 150	1 260	80	60	70	310	3 650	1 820	na	na	-	-
Venlafaksin	280	230	160	150	230	680	420	400	300	230	210	170
Kandesartan	900	800	510	460	510	680	1 340	1 280	800	640	710	620
Irbesartan	390	310	200	180	350	940	600	570	400	310	290	260
Sulfametoksazol	500	350	140	110	270	800	650	620	470	340	270	260
Azitromycin	180	130	100	90	90	270	280	220	160	120	110	120
Paracetamol	87 430	79 960	50 240	48 460	61 660	161 170	74 390	74 270	88 120	74 590	38 170	32 070
Metoprolol	1 560	1 310	930	870	1 290	3 920	2 110	1 990	1 260	1 060	940	830
Benzotriazol	110	100	150	150	100	140	120	100	370	290	200	240
Metylbenzotriazol	780	750	280	280	190	280	280	230	530	420	320	350
PFBA	8,2	7,3			<2,0	3,7	7,3	4,6	<2,0	<2,0	<3,0	<3,0
PFPeA	2,6	2,6			1,9	2,7	<1,5	<1,5	3,2	1,3	2,57	2,85
PFHxA	2,2	2,6			3,2	3,0	<1,2	3,1	3,1	3,2	2,84	2,93
PFHpA	1,6	<1,2			1,3	1,6	<1,2	1,6	<1,2	<1,2	1,3	1,25
PFOA	5,8	8,2			2,9	3,4	<1,2	1,9	<1,2	2,2	2,51	2,39
PFNA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,06	<0,6
PFDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFDoDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2			<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFBS	0,7	0,8			1,3	1,2	2,6	1,9	2,1	1,9	1,43	2,16
PFPS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFHxS	<0,3	0,4			0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,54	0,67
PFHpS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFOS	3,9	3,7			2,4	2,9	5,4	4,8	5,9	4,2	3,44	4,42

brPFOS	1,2	1,2			1,3	1,2	1,5	1,1	1,4	1,2	0,81	0,98
PFNS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3			<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6			<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2
6:2 FTS	1,9	2,8			1,9	3,1	<0,6	5,6	<0,6	5,2	2,12	1,65
8:2 FTS	<0,6	<0,6			<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6			<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0			<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0			<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9			<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	3,7	<0,9			1,3	2,9	8,5	5,5	3,2	<0,6	1,64	<0,5
Sum PFAS	31,7	29,5			18,0	26,2	25,8	30,7	19,5	19,8	20,3	19,3
∑PFAS4	9,7	12,3			5,8	6,8	5,9	7,3	6,5	7,0	7,6	7,5
∑PFAS11	26,8	28,4			15,4	22,1	15,8	24,1	14,9	18,6	17,8	18,3
∑PFOAe- kvPFAS24	14,9	16,3			8,7	10,6	11,5	12,9	12,3	11,0	21,1	12,4

Tabell 27. Analyseresultat for Ladehammeren renseanlegg (UP - ukeprøver, "-" - problem ved analyse, "xxx" - kvantifiseringsgrense, "<" - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025		UP u23 2025		UP u41 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	100	70	420	250	70	80
Karbamazepin	110	120	530	260	90	140
Citalopram	130	80	330	270	80	70
Klaritromycin	50	40	180	160	20	20
Diklofenak	570	440	540	450	370	420
Hydroklortiazid	3 080	890	340	90	460	na
Venlafaksin	280	240	1 040	750	210	230
Kandesartan	1 020	910	580	450	530	640
Irbesartan	430	380	1 860	960	360	400
Sulfametoksazol	320	250	840	580	240	270
Azitromycin	190	130	460	350	120	120
Paracetamol	103 670	98 670	299 890	157 040	94 720	94 100
Metoprolol	1 670	1 480	5 290	3 610	970	1 050
Benzotriazol	120	100	130	140	170	160
Metylbenzotriazol	190	420	170	150	240	210
PFBA	4,1	3,8	<2,0	<2,0	2,8	2,9
PFPeA	<2,0	<2,0	<1,5	<1,5	2,3	1,9
PFHxA	1,4	1,4	1,6	1,5	2,1	1,5
PFHpA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFOA	8,9	5,7	1,3	1,4	<1,2	<1,2
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFBS	0,5	0,4	0,6	0,6	1,9	1,3
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHxS	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFOS	0,6	0,8	0,7	0,7	0,6	0,5

brPFOS	0,5	0,5	0,4	0,5	0,5	0,3
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
6:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
6:2 diPAP	1,9	<0,9	3,1	0,7	1,1	<0,6
Sum PFAS						
	18,1	12,7	7,7	5,4	11,3	8,4
∑PFAS4						
	9,8	6,6	2,0	2,1	0,6	0,5
∑PFAS11						
	15,8	12,2	4,2	4,2	9,7	8,1
∑PFOAekvPFAS24						
	10,4	7,6	2,7	2,8	1,4	1,2

Tabell 28. Analyseresultat for Solumstrand renseanlegg (UP – ukeprøver, ”-” - problem ved analyse, ”xxx” - kvantifiseringsgrense, ”<” - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u8 2025		UP u14 2025		UP u25 2025		UP u35 2025		UP u43 2025		UP u48 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	70	70	130	100	190	230	200	230	80	60	130	100
Karbamazepin	330	120	240	140	310	380	340	440	100	90	160	180
Citalopram	60	40	110	60	140	100	150	80	60	30	70	40
Klaritromycin	20	30	20	20	50	90	80	40	20	10	10	10
Diklofenak	150	250	310	410	620	810	650	920	320	320	190	320
Hydrokortiazid	450	460	390	270	3 520	20	10 600	10	-	-	-	-
Venlafaksin	130	130	220	180	390	480	360	320	130	100	200	160
Kandesartan	380	390	700	800	1 310	720	1 120	1 190	440	350	660	510
Irbesartan	270	260	520	420	870	1 200	920	1 050	300	250	530	420
Sulfametoksazol	320	340	600	520	750	1 330	1 330	1 090	340	200	680	600
Azitromycin	90	80	120	90	250	220	250	220	200	150	160	120
Paracetamol	37 920	7 980	63 830	4 370	63 560	8 200	38 770	3 500	11 310	1 850	38 360	2 940
Metoprolol	1 230	1 340	2 460	2 110	3 160	5 420	3 040	2 550	1 200	970	1 680	1 370
Benzotriazol	40	40	110	20	20	30	50	110	130	300	180	290
Metylbenzotriazol	170	210	340	120	260	290	180	290	100	210	320	390
PFBA	9,4	9,5	11,2	8,5	3,9	5,1	8,7	10,2	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
PFPeA	15,9	18,3	14,4	14,2	8,7	9,8	13,3	13,2	20,17	22,76	13,47	14,41
PFHxA	12,7	13,2	11,3	11,8	8,1	9,6	14,8	14,6	14,46	17,71	12,61	12,55
PFHpA	4,2	5,4	3,8	4,4	3,6	3,9	3,4	5,5	7,08	7,92	4,99	5,25
PFOA	14,0	14,9	10,1	11,4	4,9	6,6	9,7	10,9	7,01	11,06	5,83	8,26
PFNA	1,2	1,5	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	2,95	1,07	1,88
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	1,69	<0,6	0,79
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
PFBS	19,2	18,1	26,4	25,7	17,1	19,4	31,1	25,5	23,75	27,03	35,92	35,21
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PFHxS	0,6	0,7	0,8	1,0	0,6	0,9	1,3	1,5	1,39	1,98	1,14	1,48
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PFOS	2,8	5,2	7,6	8,3	3,7	4,0	5,6	6,7	5,73	18,36	4,97	8,37

brPFOS	2,1	1,9	1,5	1,9	1,8	2,5	1,4	2,6	1,19	4,51	1,05	2,07
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
6:2 FTS	5,6	5,8	4,9	5,1	3,2	6,1	5,7	9,1	6,12	7,49	5,11	7,52
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	1,8	<0,9	3,8	<0,9	2,9	<0,6	6,2	<0,6	1,41	<0,5	3,74	<0,5
Sum PFAS	89,5	94,4	95,7	92,1	58,5	67,9	101,2	99,8	88,3	123,5	89,9	97,8
∑PFAS4	18,6	22,3	18,4	20,7	9,2	11,5	16,6	19,1	14,1	34,4	13,0	20,0
∑PFAS11	85,6	92,6	90,4	90,3	53,8	65,4	93,6	97,2	85,7	119,0	85,1	95,7
∑PFOAekvPFAS24	35,1	44,4	28,7	31,8	15,0	17,8	24,4	29,1	23,7	95,2	30,2	53,5

Tabell 29. Analyseresultat for Odderøya rensanlegg (UP – ukeprøver, “-” - problem ved analyse, “xxx” - kvantifiseringsgrense, “<” - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u7 2025		UP u14 2025		UP u25 2025		UP u35 2025		UP u42 2025		UP u48 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	50	50	130	90	80	130	80	80	110	140	20	10
Karbamazepin	140	150	320	180	320	490	260	250	310	400	130	100
Citalopram	150	60	130	260	200	140	220	70	230	190	120	70
Klaritromycin	90	70	180	100	40	70	90	70	60	80	10	10
Diklofenak	530	570	710	470	690	780	720	750	810	930	300	140
Hydroklortiazid	1 860	3 500	150	660	2 480	30	1 000	10	1 660	10	-	-
Venlafaksin	370	290	670	510	490	680	490	320	510	680	390	260
Kandesartan	1 240	1 020	2 700	1 620	1 760	790	1 230	1 210	1 530	2 040	690	640
Irbesartan	360	330	910	500	520	1 040	560	470	670	860	260	240
Sulfametoksazol	790	770	1 810	1 780	590	1 570	1 330	480	2 190	1 910	50	20
Azitromycin	240	230	800	560	500	570	640	410	570	1 000	70	30
Paracetamol	92 910	45 070	116 750	57 130	56 650	94 410	53 600	30 470	76 300	46 490	30 930	860
Metoprolol	3 820	3 530	7 580	4 440	4 330	8 290	3 640	3 670	4 080	5 490	2 280	1 960
Benzotriazol	140	60	130	140	170	110	140	140	200	240	250	170
Metylbenzotriazol	490	270	310	350	380	200	350	250	400	390	990	650
PFBA	3,2	3,2	6,3	4,3	<2,0	2,2	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<3,0	<3,0
PFPeA	3,8	4,1	3,1	2,8	2,0	2,7	<1,5	<1,5	<1,5	2,8	3,18	3,12
PFHxA	2,7	3,1	3,7	3,4	2,3	2,3	<1,2	2,5	3,9	3,2	3,81	3,74
PFHpA	1,7	2,4	1,7	2,2	1,3	1,6	<1,2	<1,2	<1,2	1,6	2,82	2,43
PFOA	11,0	11,7	8,7	11,6	2,8	3,2	<1,2	3,2	<1,2	2,3	6,41	5,19
PFNA	<1,2	<1,2	1,3	2,1	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,61	1,37
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFDODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFBS	0,8	0,6	2,5	1,7	0,9	0,9	4,9	1,7	1,9	2,1	1,56	2,01
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFHxS	0,8	0,9	0,8	1,0	<0,3	0,5	2,1	0,4	0,6	0,9	1,57	1,24
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFOS	2,4	3,0	4,2	8,8	2,0	5,4	2,6	1,9	5,3	7,1	8,46	8,73

brPFOS	1,1	1,3	1,1	2,1	0,7	1,8	1,8	1,5	2,2	1,8	1,56	1,73
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2
6:2 FTS	2,4	2,8	3,6	6,7	3,1	4,0	<0,6	<0,6	6,1	6,3	4,65	3,97
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	2,2	<0,9	6,2	<0,9	3,4	<0,6	7,7	<0,6	4,9	<0,6	23,78	<0,5
Sum PFAS	31,9	33,3	43,1	46,7	18,5	24,6	19,1	11,2	24,9	28,1	59,4	33,5
∑PFAS4	14,1	15,7	15,0	23,5	4,8	9,1	4,7	5,5	5,9	10,3	18,1	16,5
∑PFAS11	28,6	32,0	35,8	44,7	14,4	22,8	9,6	9,7	17,8	26,3	34,1	31,8
∑PFOAe- kvPFAS24	17,4	19,9	31,7	52,4	7,5	15,3	6,5	7,3	11,0	18,0	41,9	38,5

Tabell 30. Analyseresultat for NRVA renseanlegg i Lillestrøm (SP – stikkprøver, 24HP – 24-timmersprøver, ”-” - problem ved analyse, ”xxx” - kvantifiseringsgrense, ”<” - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	24HP 28/8 2025		SP resipient 11/2 2025			SP resipient 17/6 2025		
	Inn	Ut	Nittelva opp	Sagelva opp	Nittelva ned	Nittelva opp	Sagelva opp	Nittelva ned
Amisulprid	90	90	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Karbamazepin	270	270	<10	<10	10	<10	<10	<10
Citalopram	160	110	<10	<10	10	<10	<10	<10
Klaritromycin	130	100	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Diklofenak	610	440	10	<10	50	10	60	40
Hydroklortiazid	2 340	2 090	10	<10	80	<10	<10	<10
Venlafaksin	340	300	<10	<10	20	<10	20	<10
Kandesartan	1 530	1 360	10	<10	70	<10	140	30
Irbesartan	520	460	10	<10	20	<10	40	20
Sulfametoksazol	580	150	<10	<10	10	<10	20	<10
Azitromycin	230	170	10	<10	10	<10	<10	<10
Paracetamol	45 460	100	820	<100	520	210	<100	3 090
Metoprolol	2 230	920	<100	<100	130	<100	110	<100
Benzotriazol	280	630	80	30	110	30	80	30
Metylbenzotriazol	770	1 250	20	60	140	20	170	310
PFBA	3,2	4,2	2,7	2,2	2,1	<2,0	3,3	<2,0
PFPeA	1,9	1,7	<2,0	<2,0	<2,0	<1,5	<1,5	2,5
PFHxA	4,6	3,5	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,5	2,0
PFHpA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	1,2	1,7
PFOA	5,3	2,2	7,5	8,1	7,4	<1,2	1,7	<1,2
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFDoDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2
PFBS	3,9	2,2	<0,3	<0,3	<0,3	0,5	0,9	0,8
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHxS	1,1	0,5	<0,3	0,3	0,4	<0,3	0,4	0,4
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFOS	2,4	1,2	0,6	0,3	0,9	0,7	1,4	1,2

brPFOS	1,1	0,8	0,4	0,5	0,5	0,4	0,8	0,6
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
6:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9
6:2 diPAP	8,1	<0,6	<0,9	<0,9	<0,9	<0,6	<0,6	<0,6
Sum PFAS	31,6	16,3	11,1	11,3	11,2	1,6	11,2	9,2
∑PFAS4	8,8	3,9	8,1	8,6	8,7	0,7	3,5	1,6
∑PFAS11	22,4	15,5	10,8	10,8	10,8	1,2	10,4	8,6
∑PFOAekvPFAS24	11,0	5,2	8,8	8,9	9,5	1,4	5,5	3,6

Tabell 31. Analyseresultat for Tønsberg rensanlegg (UP - ukeprøver, "-" - problem ved analyse, "xxx" - kvantifiseringsgrense, "<" - under kvantifiseringsgrense).

Målt konsentrasjon (ng/L)	UP u8 2025		UP u14 2025		UP u25 2025		UP u35 2025		UP u42 2025		UP u48 2025	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Amisulprid	70	60	150	120	150	210	180	220	220	230	120	120
Karbamazepin	150	150	290	240	510	790	450	680	350	380	190	200
Citalopram	80	60	170	120	210	250	150	180	140	100	80	70
Klaritromycin	70	50	80	60	250	170	10	10	30	20	20	20
Diklofenak	160	280	250	300	210	390	840	710	240	700	150	220
Hydroklortiazid	770	820	530	370	100	160	2 920	2 610	1 450	1 800	-	-
Venlafaksin	150	130	310	240	440	610	300	410	280	260	170	170
Kandesartan	760	560	1 370	990	270	460	1 260	1 620	1 170	1 120	810	680
Irbesartan	160	140	340	240	500	670	390	530	420	330	190	170
Sulfametoksazol	390	410	1 350	930	1 450	2 300	1 010	1 250	1 150	1 380	420	560
Azitromycin	110	80	170	120	210	220	170	190	140	140	120	110
Paracetamol	46 720	16 020	64 280	13 760	83 120	24 000	41 620	23 260	39 580	14 730	29 230	18 550
Metoprolol	1 320	1 220	3 420	2 080	4 370	5 040	2 470	3 080	2 110	2 220	1 240	1 250
Benzotriazol	140	60	20	120	250	60	280	110	160	60	190	100
Metylbenzotriazol	620	290	120	380	1 260	280	520	180	580	180	550	310
PFBA	7,5	7,0	4,4	4,6	3,5	3,7	<2,0	<2,0	10,3	8,1	<3,0	<3,0
PFPeA	9,9	9,2	4,5	4,4	5,8	8,2	<1,5	4,2	23,1	23,5	11,62	13,02
PFHxA	6,9	6,4	3,7	3,8	5,2	6,7	<1,2	4,2	13,4	20,6	7,78	9,26
PFHpA	3,3	3,4	1,3	1,6	2,6	2,8	<1,2	1,7	3,7	<1,2	3,28	3,86
PFOA	11,4	12,6	6,7	6,4	3,1	3,8	<1,2	2,4	7,1	11,5	4,63	4,84
PFNA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	0,72	<0,6
PFDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFUnDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFDODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTTrDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFTeDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFHxDA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFODA	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<0,6	<0,6
PFBS	7,7	7,4	5,7	5,0	8,3	10,7	6,2	4,1	20,9	25,3	13,22	16,17
PFPS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFHxS	0,6	0,6	0,4	0,5	0,5	0,8	<0,3	0,5	1,3	1,9	1,19	1,39
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFOS	2,8	0,8	1,4	1,0	2,3	1,2	1,6	0,9	1,9	7,4	3,26	1,85

brPFOS	1,2	1,1	0,6	0,3	1,0	0,7	<0,3	0,5	0,9	2,6	0,71	0,57
PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
PFDS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,2	<0,2
4:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,2	<0,2
6:2 FTS	4,7	5,0	3,2	2,9	1,9	2,4	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	3,87	5,06
8:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
10:2 FTS	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
HFPO-DA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
ADONA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
8:2 FTOH	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
PF-3,7-DMOA	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
C6O4	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,5	<0,5
6:2 diPAP	2,6	<0,9	5,7	<0,9	12,3	<0,6	14,4	<0,6	<0,6	8,2	5,28	<0,5
Sum PFAS	58,5	53,4	37,7	30,4	46,5	41,0	22,2	18,5	82,6	109,1	55,6	56,0
∑PFAS4	14,8	14,0	8,6	7,8	5,9	5,8	1,6	3,8	10,3	20,8	9,8	8,1
∑PFAS11	54,8	52,4	31,4	30,1	33,2	40,3	7,8	18,0	81,7	98,3	49,6	55,5
∑PFOAe- kvPFAS24	19,7	17,0	10,8	9,8	9,7	8,6	3,2	5,5	14,9	28,8	21,2	11,8

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2026	303	Doseringssystemer for kjemikalier i vann- og avløpsanlegg
	302	Vurdering av økonomiske insitamenter for å redusere lekkasjer fra vannledningsnett
	301	Bisfenol A og andre nye kjemiske forurensninger i norsk drikkevann
	300	Veien til økt digital modenhet i kommunale vann- og avløpsvirksomheter - Metodikk for å vurdere og utvikle digital modenhet i VA-virksomhetene
	299	Feil på nye VA-anlegg
	298	Representativ prøvetaking av store infiltrasjonsanlegg
2025	297	Modellbasert prosjektgjennomføring for utomhus VA-anlegg
	296	Plikt til å knytte eksisterende bygninger til kommunens hovedledninger
	295	Håndbok i kildesporing etter spillvann på avveie
	294	Kommunalt investeringsbehov for vann og avløp 2025-2045
	293	Håndtering av personopplysninger i vannbransjen
	292	Metodikk for planlegging av reservevannforsyning
2024	291	Kompetansekrav knyttet til drift av vann- og avløpsanlegg
	B28	Kompetansekrav knyttet til drift av vann- og avløpsanlegg
	290	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	289	Vannbehandlingsbarrierer, vannverkslam og returstrømmer - BARRINOR og SLAMINOR
	288	Veiledning for dimensjonering av mindre avløpsanlegg
	287	Veiledning for design og drift av nanofilteranlegg
2023	286	Veiledning i bruk av infiltrasjon i vannforsyning
	C17	Ny kunnskap om filterdrift og mikrobiologisk liv i ozonering-biofilteringsanlegg
	285	Kartlegging og inndeling av sprinkleranlegg i farekategorier
	284	Mikroforurensninger i avløpsvann - resultater fra innløp- og utløpsvann fra 19 norske avløpsrenseanlegg
	283	Organiske miljøgifter i norsk avløpsvann - resultater fra undersøkelsen i 2022/2023
	282	Taknedløp fra kompakte tak - mulighet for utkast til terreng
2022	281	Mulige organisasjonsformer for den kommunale vann- og avløpssektoren
	280	Fremtidens vann- og avløpssystem
	279	Overvåkning av vannkvalitet på distribusjonsnett - Erfaringer fra bransjen
	278	LOSINOR - Lukt- og smakproblemer i norsk drikkevann
	C16	Stikkledninger i varerør
	277	Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsvann
2021	276	Lange pumpeledninger for avløp på land og i sjø
	275	Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann
	274	Korrosjonsbeskyttelse - erfaring og ny kunnskap
	273	Veileder i samfunnsøkonomiske analyser for vannbransjen
	272	Sikker utforming av åpne overvannsløsninger
	271	Åpen fordøyning - Etablering av anlegg for permanente og midlertidige vannspeil med dybde over 20 cm
2020	C15	Digitalisering av VA-sektoren i Norge - status, utfordringer og behov
	270	Helsemessig sikker drift av vannledningsnett - prosedyrer og anbefalinger
	269	Risikovurdering av bergsprengte drikkevannsmagasin
	268	PFAS i råvann og drikkevann fra Norge
	267	Veiledning for utarbeidelse av kommunale forskrifter på avløpsområdet
	266	Vannbransjens erfaringer med kommune-sammenslåinger
2019	265	MEMINOR: Membranfiltrering for fjerning av Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	264	Alternativ til akkreditert prøvetaking
	263	Trykkoptimalisering på vannledningsnett - beste praksis
	B27	Forurensning i overvann fra urbane flater - vannmiljømål og rensetiltak
	262	Undersøkelser som grunnlag for valg av avløpsløsning
	261	Omfyllingsmasser
2018	260	Innovative anskaffelser i vannbransjen
	259	Kommunalt finansieringsbehov i vannbransjen 2021 - 2040
	258	Rekutteringsbehov i vannbransjen - status og prognoser 2020 - 2050
	257	Etablering og drift av mindre avløpsanlegg
	256	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
	255	Bærekraftig fremmedvannandel - Modell for vurdering av riktig nivå
2017	254	Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder
	B26	Kunnskapsbehov innen overvann og klimatilpasning
	B25	Forprosjekt - Digital Vannstatistikk
	253	Mikroplast i avløpsvann, avløpsvann og jord
	252	Kummer - Klassifisering og tilstandsvurdering
	251	Primærrens - Status og renses effekter 10 år etter
2016	C14	Bærekraftig fornyelse av ledningsnett
	251	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen
	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder
	249	Veiledning i nød vannforsyning
	B23	Evaluerer av Norsk Vanns prosjektsystem
	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge
2015	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land
	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer
	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsplan for drikkevann
	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale
2014	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå
	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter
2013	236	Akseptkriterier - Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon
	235	Dataflyt
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer
	232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?
	231	NOMINOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region
2012	230	NOMINOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann
	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann
	227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg
	226	Tømming av slam
	225	Trykkavløp i spredtbygde og urbane strøk
2011	224	Eierskap til stikkledninger
	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016 - 2040
	222	Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnett
	221	Smart ledningsfornyelse - bruk av NoDig-metoder
	B21	Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk
	B20	Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk
2010	220	Kritiske ledninger for vann og avløp - klassifisering og tiltaks vurdering
	219	Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen
	218	Vann til brannsløkking og sprinkleranlegg
	217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjennanskaffelsesverdi og investeringsbehov
	215	Tilbakestrømssikring - veiledning til vannverkseiere
	214	Forslag til ny sektorlov for vann tjenester
2009	213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen
	212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann
	210	Veiledning for praktisering av selvkost
	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
2008	207	Stikkledninger - ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevannsnett
	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	204	Åpne flomveger i bebygde områder
	203	Fra driftsassistanser til regionale vannassistanser
	202	Microbial barrier analysis (MBA) - a guideline
2007	201	Ansaffelser i vannbransjen
	200	Håndtering av overvann fra urbane veier
	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse
	198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsvann - Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
	197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer
2006	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
2005	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
	C8	Omdømmeplattform og -strategi
	187	Kommunalt overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
2004	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
	182	Prøvetaking av avløpsvann og slam
	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
2003	180	Fjernavlesning av vannmålere
	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanlegg
	C7	Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet



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