

Overvannsavrenning av miljøgifter i Kristiansand by og elementer i et forurensningsregnskap for Østre havn



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Overvannsavrenning av miljøgifter i Kristiansand by og elementer i et forurensningsregnskap for Østre havn	Løpenr. (for bestilling) 7173-2017	Dato 27.6.2017
	Prosjektnr. 16191	Sider 60
Forfatter(e) Atle Hindar, Merete Schøyen, Morten Jartun og Sissel B. Ranneklev	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Kristiansand kommune	Oppdragsreferanse Kontrakt av 12.4.2016
--	--

<p>Sammendrag</p> <p>Kristiansandsfjorden mottar forurensning fra mange og svært ulike kilder. Den kjemiske tilstanden er klassifisert som ikke god i henhold til vannforskriften. Det er et mål å forbedre tilstanden basert på mer kunnskap om forurensningskilder og forurensningsbidraget fra de ulike kildene. I dette prosjektet er det gjennomført prøvetaking under nedbørepisoder i overvannsnett i tre bygater i Kvadraturen og i avrenningen fra det ubebygde området Baneheia. Vi har dessuten laget en første versjon av en prosedyre for å utarbeide et forurensningsregnskap og sett på elementer i et slikt regnskap for Østre havn. Middelkonsentrasjoner av metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er med visse forbehold sammenliknet med miljøkvalitetsstandarder (AA-EQS) i vannforskriften. Potensielt viktige kilder til de samme metallene og PAHene er identifisert og karakterisert på bakgrunn av utslippsmengder og stoffprofiler. Metallkonsentrasjonene i avrenningen fra Baneheia kan overskride AA-EQS, men må verifiseres. Metallavrenningen i overvannet i bygatene vil ikke gi overskridelser i aktuelle vannforekomster, men det vil konsentrasjonene av benzo(a)pyren. Bidraget av metaller og PAH med overvannet fra Kvadraturen er sammenliknet med beregnet lager i sjøsedimentet i Østre havn. Det er gitt anbefaling om intensivert fjerning av partikler i bygatene for å redusere PAH-konsentrasjonen og transporten av kopper og sink til Østre havn.</p>

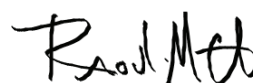
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Overvannsavrenning 2. Tungmetaller 3. Polysykliske aromatiske hydrokarboner 4. Forurensningsregnskap 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Stormwater runoff 2. Heavy metals 3. Polycyclic aromatic hydrocarbons 4. Pollution accounting
---	--



Atle Hindar
Prosjektleder



Elisabeth Lie
Kvalitetssikrer



Raoul-Marie Couture
Forskningsleder

**Overvannsavrenning av miljøgifter i Kristiansand by
og elementer i et forurensningsregnskap for Østre
havn**

Forord

Kristiansand kommune arbeider med å kartlegge forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden og innhentet i den anledning tilbud på en todelt undersøkelse. Den ene delen omhandler et forurensningsregnskap for påvirkning fra byområdet av Østre Havn og den andre var en undersøkelse av avrenning av miljøgifter i overvannsavrenning i byområdet.

NIVAs tilbud kom best ut og kontrakt ble underskrevet i april 2016.

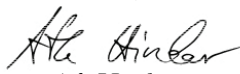
Arbeidet har vært ledet av Atle Hindar. Liv Bente Skancke har bistått med prøvetakingen under nedbørepisoder. Til prøvetakingen i Tordenskjoldsgate fikk vi bistand fra kommunen for å ivareta sikkerheten.

Vi har fått tilgang på måledata fra Elkem Carbon, Glencore Nikkelverk og Norsk institutt for luftforskning (NILU).

Kontaktpersoner i Kristiansand kommune har vært miljørådgiver Alena Bohackova og fagleder Monica Fredvik.

Alle takkes for godt samarbeid.

Grimstad, 27. juni 2017


Atle Hindar

Innhold

1. Bakgrunn	9
2. Metoder	10
2.1 Overvannsavrenning	10
2.1.1 Målestasjoner	12
2.1.2 Parameterutvalg	15
2.1.3 Målestrategi	15
2.2 Forurensningsregnskap	15
3. Resultater for overvannsavrenning	17
3.1 Nedbørepisodene	17
3.2 Måledata og miljøkvalitetsstandarder	18
3.3 Tilførselsberegninger	23
3.4 Oppsummering måleprogram	24
4. Forurensningsregnskap	25
4.1 Kilder til metaller og PAH i Kristiansand	28
4.1.1 Langtransporterte stofftilførsler	28
4.1.2 Industriutslipp til luft og vann	31
4.1.3 Vedfyring	32
4.1.4 Veitrafikk	33
4.1.5 Utslipp fra båthavner	35
4.1.6 Utslipp av kloakk, Odderøya renseanlegg	35
4.1.7 Utslipp via Otraledningen	36
4.1.8 Skjulte kilder under dagens bybilde	36
4.1.1 Rekontaminering fra gamle forurensninger	36
4.2 Kildekarakteristikk	38
4.2.1 Tungmetaller	38
4.2.2 PAH	44
4.3 Betydning av fortykning og vannutskifting	49
5. Forurensningsregnskap for Østre havn	49
6. Oppsummering og aktuelle tiltak	52
7. Referanser	53
Vedlegg A. Prøvetakingstidspunkt	56
Vedlegg B. Måledata	57

Sammendrag

Kristiansandsfjorden mottar forurensning fra mange og svært ulike kilder. Den kjemiske tilstanden basert på konsentrasjoner av EUs prioriterte miljøgifter i sediment og biota er klassifisert som ikke god i henhold til vannforskriften. Økologisk tilstand er klassifisert til å være moderat til dårlig, og det er overskridelser av grenseverdier for vannregionspesifikke stoffer. Det er et mål å forbedre den kjemiske tilstanden, men det kan først gjøres når en har mer kunnskap om forurensningskilder og forurensningsbidraget fra de ulike kildene.

Dette prosjektet har vært todelt. Den ene delen har bestått av prøvetaking i overvannsnett i tre bygater i Kvadraturen og i avrenningen fra det ubebygde området Baneheia. Prøvetakingen har skjedd under nedbørepisoder for å kunne beregne karakteristiske middelkonsentrasjoner av analyserte metaller (arsen og tungmetaller), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og støtteparametre. Det er totalkonsentrasjoner av metaller og PAH₁₆EPA som er analysert. I den andre delen er det samlet data og informasjon om utslipp fra en rekke kilder for de samme stoffene. Det er laget en første versjon av en prosedyre for å utarbeide et forurensningsregnskap, og det er sett på elementer i et slikt regnskap for Østre havn.

Anbefalingene basert på dette materialet er først og fremst at transporten av metall- og PAH-holdige partikler i overvannsavrenningen bør reduseres. Flere tiltak er aktuelle. Intensivert feiing, mer effektiv oppsamling av slam i gatene og hyppigere tømning av sandfang har størst effekt. Miljøgifter er først og fremst knyttet til finpartikler. Mer effektiv filtrering i passivanlegg og aktive rensemedier vil sannsynligvis fange opp en enda større andel av denne partikkelfraksjonen enn sandfang, og kan redusere miljøgifttransporten ytterligere.

Sammenlikning med årsmiddelverdier for miljøkvalitetsstandarder (AA-EQS) i vannforskriften indikerer at disse grenseverdiene for sink, nikkel, kopper, bly, arsen og kadmium i avrenningen fra Baneheia kan være overskredet. Denne grenseverdien er imidlertid basert på konsentrasjonen av løste metaller og for bly og nikkel også den biotilgjengelige fraksjonen. Selv om vi antar at metaller i denne avrenningen i hovedsak er løst, kan de være bundet til organisk stoff i det humøse vannet og lite biotilgjengelig. Vi anbefaler å undersøke i hvilken grad dette er tilfellet. I avrenningen fra Baneheia ble det ikke påvist PAH med de kvantifiseringsgrensene som ble brukt i denne undersøkelsen. For den prioriterte og farlige miljøgiften benzo(a)pyren (BaP) er AA-EQS-verdien 0,00017 µg/L, mens kvantifiseringsgrensen er 0,01 µg/L. Vi kan dermed ikke fastslå om grenseverdiene for PAH er overskredet eller ikke. Nye prøver bør tas og analyseres med en bedre metode.

Middelkonsentrasjoner i bygatene ble dividert med en faktor på 10 etter anbefalinger gitt av Miljødirektoratet for å ta hensyn til fortykning i resipient og deretter sammenliknet med grenseverdiene. Middelkonsentrasjonen av sink i alle de tre bygatene og bly i Gyldenløvesgate var høyere, mens middelkonsentrasjonen for de andre metallene var lavere enn AA-EQS-verdiene. I denne overvannsavrenningen antar vi imidlertid at tungmetallene i hovedsak er partikkelbundet. Fortynningen i Otra vil dessuten være svært god, og vannutskiftingen i Østre havn vil sannsynligvis også bidra til god fortykning. Slik sett vil denne påvirkningen ikke gi overskridelser av grenseverdiene for metaller i disse resipientene. I bygatene ble det påvist PAH, også benzo(a)pyren, med den analysemetoden som ble brukt. Grenseverdien er dermed betydelig overskredet, også etter god fortykning.

Vi har sammenliknet metall- og PAH-transporten med data fra 2011 for sjøsedimentet i Østre Havn. Beregningen av lageret av disse stoffene i de øvre 2 cm er imidlertid kun basert på en sedimentkjerne, og er dermed svært usikker. Årlig tilførsel av metaller og PAH fra Kvadraturen er likevel sammenliknet med denne mengden for å få et inntrykk av hvor viktig dagens tilførsel fra bygatene kan være. Mens dagens tilførsel av kopper og sink kan være viktige for å forklare konsentrasjonene i sedimentet, tyder beregningen på at tilførselen av andre metaller og PAH er relativt små. Beregningen bør verifiseres med et bedre datagrunnlag.

I arbeidet med forurensningsregnskap har vi valgt å samle data og annen informasjon om det vi oppfatter som potensielt viktige kilder til de metallene og PAHene som ble målt i overvannet i Kvadraturen. Disse stoffene har også høye konsentrasjoner i en sedimentprøve tatt i Østre havn. Kildene er karakterisert på bakgrunn av utslippsmengder, stoffkonsentrasjoner og transport. Spesielt har vi brukt tungmetallprofiler og PAH₁₆EPA-profiler, samt forholdene mellom enkeltmetaller og enkelt-PAHer eller grupper av dem.

Et forurensningsregnskap må være mer enn en oversikt over utslipp og karakteristikk. Det må være en veiing av bidrag fra de ulike kildene på en slik måte at man kan peke på de viktigste og eventuelt gjøre tiltak der det vil være mest å oppnå for minst mulig kostnad. Det foreligger ikke data eller verifiserte data for alle kilder. Regnskapet kan dermed ikke ferdigstilles i denne fasen. Vi har imidlertid pekt på enkelte forholdsvis opplagte kandidater og grupper av kilder.

Det er innhentet data for tungmetaller og PAHer i nedbør på NILUs målestasjon i Birkenes. Måledata her vil dels være et resultat av langtransportert forurensning og også representere bakgrunnsverdier for påvirkning i urbane områder i Kristiansand. Nedbøren vil gå forholdsvis upåvirket via tak og gateflater og ut i resipientene. Et forhold som bør vies spesiell oppmerksomhet er at konsentrasjonene i nedbør av benzo(a)pyren ligger klart over AA-EQS-verdien for vannforekomster og viser en klar sesongvariasjon. Det kan dermed i praksis være umulig å gjennomføre tilstrekkelige tiltak for å komme under grenseverdien, men det kan også være at sesongvariasjonen indikerer bidrag fra lokal vedfyring. Dette er ikke undersøkt.

Konsentrasjonen av nikkel og kopper og tungmetallprofilen i avrenningen fra Baneheia har et tydelig preg av industriutslipp, og det er Glencore Nikkelverk som har de største utslippene av metaller til luft. Baneheia ligger i hovedvindretningen fra verket, og er også skogkledd. Skogen kan forsterke påvirkningen ved at aereosoler og partikler i utslippet fanges opp i trekronene, vaskes ut med nedbør og føres ut med avrenningsvannet.

I bygatene tyder metallkonsentrasjoner og -profiler på en sammensatt påvirkning, og andelen fra industriutslipp er langt mindre. Veitrafikk er sannsynligvis hovedkilden til både metaller og PAH, mens ubehandlet kloakk har en metallfordeling som indikerer ulik påvirkning på de tre prøvestedene. Kloakkpåvirkningen ser ut til å være størst i Gyldenløvesgate, der det er målt på overløpsvann fra fellesavløpsnett og minst eller ingen påvirkning i prøvewannet i Tollbodgate, som heller ikke skal inneholde kloakk.

Sammensetningen av de 16 PAH'ene i bygatene tyder på et pyrogent opphav, som vil si at kilden til PAH er forbrenningsprodukter. En rekke slike kilder kan være opphavet til PAH generelt og de prioriterte og farlige (carcinogene og mutagene) PAHene spesielt, slik som benzo(a)pyren. I bygatene kan kilden være en kombinasjon av forbrent diesel og bensin. Elkem Carbon er i utgangspunktet største enkeltkilde til PAH i Kristiansand, men dette utslippet er i liten grad preget av de prioriterte og farlige PAHene. Den samlede vedfyringen i byen kan bidra med PAH i samme størrelsesorden. Ufullstendig forbrenning i vedovner er også en klar kandidat for de farlige PAH'ene, og dette bidraget vinterstid bør kartlegges nærmere.

De målte konsentrasjonene er forholdsvis nær kvantifiseringensene for PAHer, og vi har valgt å bruke forholdstall mellom enkelt-PAHer med varsomhet for kildeidentifikasjon. For å kunne bruke forholdet mellom PAH-forbindelser mer aktivt i arbeidet med å identifisere kilder, anbefales det å ta nye prøver og bruke analysemetoder som kan gi tallverdier ned til 0,1 ng/L, dvs. ned til grenseverdien for benzo(a)pyren. Dette vil også vise om PAH er et problem i avrenningen fra Baneheia og være helt avgjørende for å dokumentere eventuelle effekter av forurensningsbegrensende.

Vi anbefaler videre arbeid med dokumentasjon og forurensningsregnskap før en samveiling av de ulike kildene gjøres og tiltak prioriteres.

Summary

Title: Pollutants in storm runoff in the city of Kristiansand and pollution accounting for the Eastern harbour (Østre havn)

Year: 2017

Author: Atle Hindar, Merete Schøyen, Morten Jartun and Sissel B. Rannekleiv

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6908-6

The Kristiansand fjord receives pollutants from many and diverse sources. The chemical status based on concentrations of EU priority substances in sediments and biota has been characterized as bad according to environmental quality standards (EQS) in the water regulations. Measures must be established to achieve good ecological and chemical status. More data on pollutant sources and their respective contributions is needed, however, to ensure that the most cost-efficient measures are selected.

In this project, sampling for analyses of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) was performed three times during each of four storm flow events. The sites were runoff from an undisturbed, but potentially polluted, forested catchment (Baneheia) and in the city stormwater pipes of three city streets. The sampling strategy was chosen in order to calculate mean event concentrations and mean site concentrations at these four sites. The mean concentrations would also represent runoff from the whole city center Kvadraturen, and thus was also used to calculate the impact in the three surrounding water bodies. The idea was also that effects of measures could be documented by adapting the same measuring strategy.

We measured total fractions of heavy metals, whereas the EQS of the water regulations are for dissolved and in some cases (nickel and lead) biologically available fractions. Runoff from Baneheia was low in suspended solids, metal concentrations were independent on particle concentrations, but the water is acid (pH 5,1) and humic (10,4 mg TOC/L). A fraction of the heavy metals could be associated to the dissolved organic matter. Several of the mean site concentrations for heavy metals were close to the EQS-values for annual mean concentrations (AA-EQS), however, and we recommend to document the distribution among the heavy metal fractions.

By dividing the mean site concentrations of heavy metals for the storm runoff by 10 or more, we take dilution in recipients into consideration. By comparing these data with AA-EQS and by also taking into consideration that total concentrations were measured, we conclude that storm water runoff from the city streets is adequately diluted in recipients to not violate the AA-EQS for the receiving water bodies.

Polycyclic aromatic hydrocarbons (the PAH₁₆EPA group) were not detected in the Baneheia runoff. The limit of quantification for benzo(a)pyrene (BaP) was high (0,01 µg/L), however, compared to the AA-EQS for BaP (0,00017 µg/L). Benzo(a)pyrene is a marker for several prioritized and harmful PAH-compounds of the water regulations. In storm water BaP and most of the other PAH's of the PAH₁₆EPA group were detected, and concentrations of BaP exceeded thus AA-EQS by several orders of magnitude. This EQS will also be exceeded after dilution.

We have suggested a procedure for pollution accounting for the city of Kristiansand and other cities with a complex pollution situation and history. The first step is to analyze and document the situation, which had been done for the Kristiansand fjord over a long period of time. Here we present the result of the data assembling and source characterization steps. Based on the characteristic emissions/discharges profiles for important sources for heavy metals and PAHs we have then started to weigh these contributions in order to point out the most important sources. When finalized, this step forms basis for selecting measures to reduce emissions and discharges in a cost-efficient way. Several data are still missing and some should be verified to complete the pollution accounting.

Metal profiles of emissions, measurements in water (this work) and mosses, together with information on the dominating wind direction in the area strongly indicates, however, that local metal industry is the main source for Cu and Ni and probably also Pb in the Baneheia runoff, but probably not in the storm runoff from city streets. Glencore Nikkelverk is located 2 km upwind, and the annual emissions are 1,5 and 1 metric tons, respectively, for Cu and Ni. Based on other work, we hypothesize that the forest cover of Baneheia may concentrate heavy metals from this and other nearby industrial emissions due to filtering/adsorption in the forest canopy of metals in gases, aerosols and particles.

Traffic emissions, untreated sewage and probably also heavy metals from building facades and surface treatment contribute to metal concentrations in storm runoff from the city streets. As already indicated the concentrations are relatively low, and may not explain metal concentration exceedances in the harbor and fjord sediments. By comparing with estimates of total amount of metals in the top 2 cm of sediment, we found that this may be true for Ni, but not for Cu and Zn. This estimate is based on data from only one sediment core, however, and should be used with care.

The polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) were of pyrogenic origin, indicating that combustion of organic carbon, e.g. from petroleum products, was the primary source. Although a nearby (3 km upwind) industrial company (Elkem Carbon) have annual PAH emissions (Norwegian Standard, not the EPA group) to the air of 200 kg, the PAH profiles from their main emission sources were far from matching the profile found in the storm runoff. An estimate based on data for PAH₁₆EPA production from residential wood burning in the USA and the typical amount of wood consumption for residential wood burning in Oslo, indicates that this source (if 5000 active units in Kristiansand) may be of the same order of magnitude as Elkem Carbon, but probably more important for the most harmful PAHs.

Based on data from air particle distribution modelling, traffic emissions and emissions from residential wood burning were the most important sources of airborne particles below 10 µm in diameter (PM₁₀) in the city center of Kristiansand. The PAH from these sources contains significant amounts of 4-6 rings PAHs including prioritized, harmful substances such as benzo(a)pyrene. A closer analysis of the sources was not made due to PAH concentrations relatively close to the limits of quantification.

It might be that measures for PAH-reductions at present-day sources not will influence the PAH-levels of the sea sediments. Old sources such as the coal-based power station at Tangen close to the Eastern Harbor (Østre havn), may still be the main contributors according to our estimates.

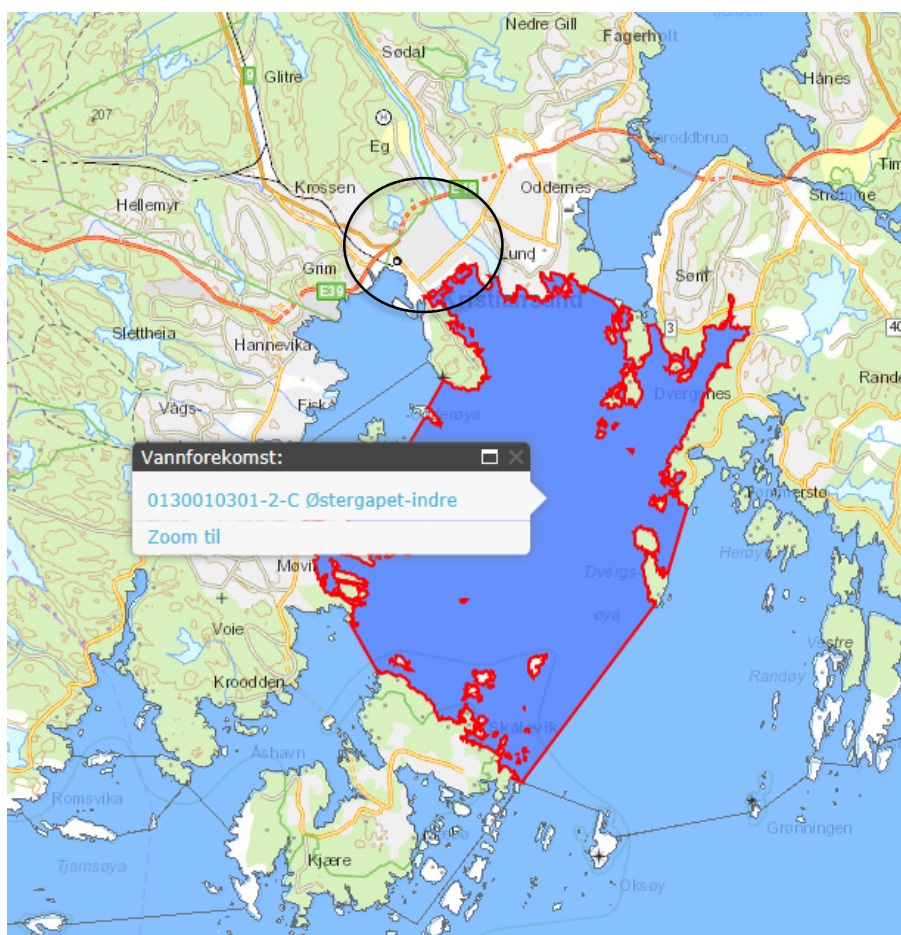
We recommend to reduce the particle concentration in the urban runoff in order to not violate the quality standards for PAH and to reduce present-day transport of Cu and Zn to the Eastern Harbor.

We also recommend further documentation and work with the pollution accounting to improve the basis for cost-efficient measures.

1. Bakgrunn

Kristiansandsfjorden mottar forurensning fra mange og svært ulike kilder. Den kjemiske tilstanden basert på konsentrasjoner av EUs prioriterte miljøgifter i sediment og biota er klassifisert som ikke god i henhold til vannforskriften. Økologisk tilstand er klassifisert til å være moderat i vannforekomstene Kristiansandsfjorden indre og Kristiansandsfjorden indre havn og dårlig i Østergapet indre (www.vann-nett.no). Det er overskridelser av grenseverdier for vannregionspesifikke stoffer. Dette til tross for omfattende utslippsreduksjoner fra industribedrifter i byens nærområde (Elkem Carbon AS, Elkem Solar AS, Glencore Nikkelverk AS). Det er dermed et mål å forbedre tilstanden ytterligere. Det er imidlertid behov for mer kunnskap om forurensningskilder og forurensningsbidraget fra de ulike kildene slik at de mest kostnadseffektive tiltakene kan identifiseres og vurderes.

Det utvalgte området Østre havn tilhører vannforekomsten Østergapet-indre (0130010301-2-C; **Figur 1**) som ligger i vannregion Agder i vannområde Otra. Vannkategorien er kystvann i økoregion Sørlandet, og vanntypen er klassifisert som moderat eksponert kyst. Det er i følge Vann-nett (www.vann-nett.no) moderat bølgeeksponering og delvis lagdeling i vannsøylen. Oppholdstiden for bunnvann er kort (dager) og strømhastigheten er svak (< 1 knop).



Figur 1. Vannforekomsten Østergapet indre, med Kvadraturen og Østre havn i øvre del (innringet).
Kilde: Vann-Nett.

Miljøtilstanden i vannforekomsten Østergapet-indre er i Vann-nett klassifisert i dårlig økologisk tilstand og den oppnår ikke god kjemisk tilstand. Miljømålet for vannforekomsten er å oppnå god økologisk tilstand mens den kjemiske tilstanden er udefinert. Det er risiko for at miljømålet ikke nås innen 2021. Hvorvidt god økologisk tilstand og/eller kjemisk tilstand er forventet i periodene 2022-2027 eller 2028-2033 er foreløpig udefinert.

Det er en stor ambisjon å skaffe seg en fullstendig oversikt over forurensningssituasjonen i et urbant område generelt og for Kristiansandsfjorden spesielt. For situasjonen i Kristiansandsfjorden skyldes det en rekke forurensningskilder og andre forhold av antatt stor betydning. Kildene kan grovt sett deles i veitrafikk og asfaltslitasje, dagens industriutslipp til luft og vann, skipstrafikk og utslipp ved kai/småbåthavner, vedfyring, langtransporterte forurensninger via luft/nedbør og kyststrøm, kloakkrensaneanlegg og - overløp og eldre kilder. I tillegg kommer slitasje og avrenning fra husfasader og andre overflater. Strømningsforhold forårsaket av kyststrømmen og ferskvannsavrenning fra land påvirker fortynning og transport av miljøgifter, mens resuspensjon av sedimentpartikler på grunn av vind, strøm og båtpropeller kan bidra til spredning. En rekke prosesser vil kunne endre tilstandsformen for de ulike miljøgiftene på veien fra kildene og fram til resipient og videre internt i resipienten.

Gjennom NIVAs undersøkelser i Kristiansandsfjorden er de viktigste miljøgiftene som er årsak til at tilstanden ikke er god kjent, se f.eks. Oug og Håvardstun (2012). De miljøgiftene som er mest relevante for Kristiansandsfjorden er en rekke tungmetaller og polysykliske aromatisk hydrokarboner (PAH). Flere av tungmetallene (Cd, Ni, Pb og Hg) og flere PAH-er i den gruppen som kalles PAH₁₆EPA, blant annet benzo(a)pyren, er blant de prioriterte miljøgiftene i vannforskriften. Mange av disse er hovedsakelig partikkelbundet ved kilden, men kan også opptre i løst form. I tillegg er vannregionspesifikke stoffer av betydning, særlig Cu og Zn, samt andre PAH-forbindelser.

I foreliggende prosjekt ønsket Kristiansand kommune at det skulle være fokus på to forhold;

- a) Utarbeidelse av et forurensningsregnskap for Østre Havn og
- b) Måling av miljøgiftkonsentrasjonen i urban avrenning (overvann i Kvadraturen)

Et første utkast til forurensningsregnskap for Østre havn skulle settes opp med tanke på å kunne prioritere forurensningsbegrensende tiltak. Resultater fra utførte målinger og kvantifisering av forurensningstilførsler via overvann fra deler av Kvadraturen skulle inngå i regnskapet.

Det foreligger data for flere av de relevante og antatt viktige utslipps- og tilførselskildene. I denne rapporten er data fra kjente kilder og fra prosjektets måleprogram samlet, og det er startet et arbeid med å identifisere de viktigste kildene.

2. Metoder

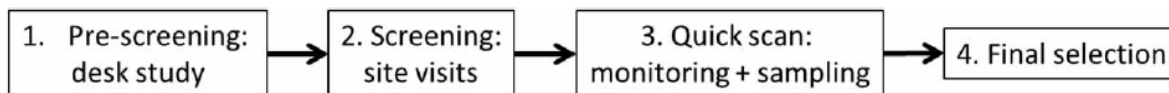
2.1 Overvannsavrenning

Overvannsavrenning er nedbørstyrt og dermed episodisk. I tillegg vil utvaskingen av miljøgifter i en episode være avhengig av hvor mye miljøgifter som er akkumulert siden forrige episode i tillegg til episodenes intensitet. Episodenes intensitet vil avgjøre i hvor stor grad vannet vil erodere/grave ut og transportere akkumulert forurensning. Her vil det også være en klimakomponent fordi nedbørepisodene er blitt mer intense.

Prøvetakingsstrategi (stasjonsplassering, prøvetakingsmetode og målefrekvens) og valg av analyseparametere må baseres på de antatt viktigste kildene og komponenter, samt variasjonen i konsentrasjon og transport på det prøvepunktet som er valgt. Et problem en vil stå overfor ved å velge små arealer oppstrøms prøvetakingspunktene er at vannstrømmen kan være svært lav og/eller at det vil være

helt tørt i lange perioder uten nedbør. All utvasking kan dermed skje i korte nedbørperioder, som kan være vanskelig å dekke med stikkprøvetaking.

Langeveld m. fl. (2014) har foreslått følgende prosedyre for å velge egnet prøvetakingssted for prøver som tas under nedbørepisoder:



Man starter med en gjennomgang av kart og annen tilgjengelig informasjon, som oversikt over avløpssystemet og nedbørsdata, deretter oppsøkes mulige steder. Så gjennomføres det et forstudium med målinger på de mest lovende stedene før den endelige beslutningen fattes. På den måten kan man sitte igjen med svært godt egnede punkter og legge mye ressurser inn på måling ved disse punktene, framfor å måle langt mindre på langt flere, og kanskje mindre egnede målepunkter.

I dette prosjektet ble denne metoden fulgt ved at oppdragsgiver foreslo fem målepunkter, hvorav vi gikk videre med fire etter en diskusjon med oppdragsgiver i starten av prosjektet. Basert på resultatene fra prøvetaking i de fire gjestående punkter gjennom to nedbørepisoder, besluttet vi å gå videre med disse.

Målemetoder for denne typen avrenning kan være flere;

1. Stikkprøver med faste eller fleksible intervaller
2. Delprøver med faste tidsintervaller mens volumet gjøres proporsjonalt med vannføringen
3. Delprøver kan tas med faste volum mens frekvensen gjøres proporsjonal med vannføringen
4. Volumproporsjonal prøvetaking. Da representerer hver måling en viss vannmengde og årsestimatet blir summen av alle beregnede stoffmengder.

De tre siste alternativene krever imidlertid at vannstrømmen måles kontinuerlig, f.eks. i et V-profil eller med sensorer som måler vannstandsvariasjoner i avløpsrørene, samt at det er installert automatisk prøvetakingsstyr.

Den metoden som temmelig sikkert vil gi et lite tilfredsstillende mål på en representativ middelkonsentrasjon av et stoff er stikkprøver med faste intervaller. Datasettet vil da bestå av konsentrasjoner fra et tilfeldig utvalg av hydrologiske situasjoner, og vil ikke kunne brukes til beregning av årlig transport.

Om mulig kan stofftransport måles kontinuerlig ved bruk av sensor, men ikke alle forurensningskomponenter er representert med gode og rimelige sensorer på markedet. Et opplegg for å bruke proxy-parametre til måling i diffus avrenning kan imidlertid velges, men det krever at det foreligger gode måledata allerede. En proxy-parameter er en annen parameter enn den man egentlig er interessert i, men som kan representere den ønskede parameteren. Man må da etablere en sammenheng mellom de to som anses som akseptabel. Et eksempel på en proxy-parameter kan være turbiditet som et uttrykk for PAH i PAH-holdige partikler, men da må det være etablert en tilstrekkelig god sammenheng mellom turbiditet og PAH.

Forurensninger fra diffuse kilder i et bybilde vil følge overflatevannet i nedbørstyrte episoder. Jo mer intens nedbøren er, jo større er potensialet for å erodere i forurenset materiale og transportere forurensningene ut via overvannsnett. Forskning viser at det kan være mulig å skaffe data fra slike episoder som gjør det mulig å beregne en volumveid, karakteristisk middelkonsentrasjon for episoden (EMC; event mean concentration) og en karakteristisk årlig middelkonsentrasjon (SMC; site mean concentration) for hver miljøgift, slik som ble etterspurt i dette prosjektet (Li og Jun Zuo 2013; Geronimo m.fl. 2014; Langeveld m.fl. 2014).

Zheng m.fl. (2014) brukte EMC for benzo(a)pyren og PAH₁₆EPA for å sammenlikne PAH i overvannsavrenningen i Beijing med en rekke andre byer. Huber et al. (2016) beregnet SMC for 294 ulike

avrenningspunkter fra vei i seks kontinenter basert på EMC for metaller. Sammenstillingen gjorde det mulig å beregne karakteristiske metallkonsentrasjoner i avrenning for ulike typer veier og årsdøgntrafikk-klasser. Disse dataene er referert av Meland et al. (2016), og ble brukt for å vurdere risiko for biologiske skader og for å foreslå tiltaksgrenser. Vi har brukt tallene her for å sammenlikne med tilsvarende SMC for målepunktene i Kristiansand.

Å finne SMC krever at det tas forholdsvis hyppige prøver i et visst antall nedbørepisoder spredd over året, dvs. ved bruk av en fleksibel prøvetakingsstrategi. Jo flere episoder som dekkes med prøvetaking og analyser, jo mer reduseres den usikkerheten som er knyttet til SMC (Langeveld m.fl. 2014). Fastsettelse av EMC og SMC i forkant kan brukes for å evaluere effekten av forurensningsbegrensende tiltak.

En fleksibel prøvetakingsstrategi er krevende i et bybilde, fordi prøvetaking må kunne gjøres på ukurante tidspunkt ut fra nedbørepisoder, og fordi krav til sikkerhet kan innebære avsperring av trafikkerte gater.

Forholdene og forurensningskildene vinterstid vil være forskjellig fra forholdene i den varme årstiden. Det skyldes blant annet at forurensninger lettere akkumuleres over lengre tid på grunn av frost og snø. Overvannsavrenning kan dermed utebli i lengre perioder til tross for nedbør. Avrenningen ved smelting kan da gi forholdsvis stor belastning på vannforekomster, særlig i kombinasjon med mye regn. Snø vil akkumulere luftforurensninger bedre enn regn, og veisalt kan bidra til å løse ut metaller og organiske miljøgifter fra snø og partikler (Rannekleiv 2016). Ved- og oljefyring til oppvarming kommer inn som en tilleggskilde vinterstid, bl.a. for PAH-forurensning (<http://www.miljostatus.no>) og veislitasjen kan bli større på grunn av piggdekkbruk. Forurensningssituasjonen kan karakteriseres for den frostfrie sesongen, og deretter brukes som utgangspunkt for å beregne årstransporten. De nevnte tilleggseffektene mister man imidlertid, og det kan ha stor betydning for deler av Kristiansand i og med at vedfyring og trafikk er viktige kilder til PM₁₀ (partikler under 10 µm) i luft (Randall 2016). Sesongvariasjonen i konsentrasjonen av PAH ved NILUs målestasjon i Birkenes indikerer også slik påvirkning. Mer om dette seinere i rapporten.

2.1.1 Målestasjoner

Kristiansand kommune foreslo i sitt konkurransegrunnlag fem prøvetakingspunkter i et undersøkelsesområde mellom Baneheia og Øste Havn som har drenering mot Otra:

1. Bekk fra østre del av Baneheia (SID 255861). Bakgrunn, ubebygd område, ikke spillvann/kloakk
2. Tordenskjoldsgate (SID 271672). Avrenning fra Baneheia + byområde, inkl. Fylkeshuset. Blandet trafikk. Pågår separeringsarbeider og spillvannsledning (tidligere fellesledning) har midlertidig overløp til overvannsnett. Spillvann ved betydelig nedbør.
3. Gyldenløvesgate (SID 144299). Lite trafikk. Var overløpskum på fellesledning og mottok spillvann samt betydelige mengder overvann ved nedbør. Avløp direkte til Otra. Kummen er fjernet i ettertid.
4. Tollbodgate (SID 144324). Mye busstrafikk. Gateflate med fortau over to kvartaler med tak langs den ene husrekka; ren overvannsledning (ikke spillvann i prøvepunktet) som går inn i en overløpskum for fellesledning.
5. Prøvepunkt i Otra

SID er kommunens unike identifikasjonsnummer på punkter i ledningsnett (Figur 2). Målepunktens arealer oppstrøms er vist i Figur 3. Avløpsledningsnett i Kvadraturen ble bygget med fellesledninger (spillvann og overvann i samme rør), og opprinnelig hadde alle disse fellesledningene utslipp til Otra/havna. På slutten av 1980-tallet og starten av 1990-tallet ble det lagt avskjærende spillvannsledninger som førte dette til renseanlegget på Odderøya. Dette ble satt i drift omkring 1990. Det avskjærende spillvannsnett ble i hovedsak dimensjonert for å kunne motta spillvann og 10 ganger denne vannmengden i overvann i nedbørsituasjoner. Overskytende vann skulle fortsatt gå i overløp. Dette nett ligger mange steder dypt, ned mot 5-6 m. Etter hvert ble det lagt ned enkelte grunnere overvannsledninger slik at ikke alt ble tilført fellesledningsnett. Flere av ledningene starter i dag som spillvannsledninger eller

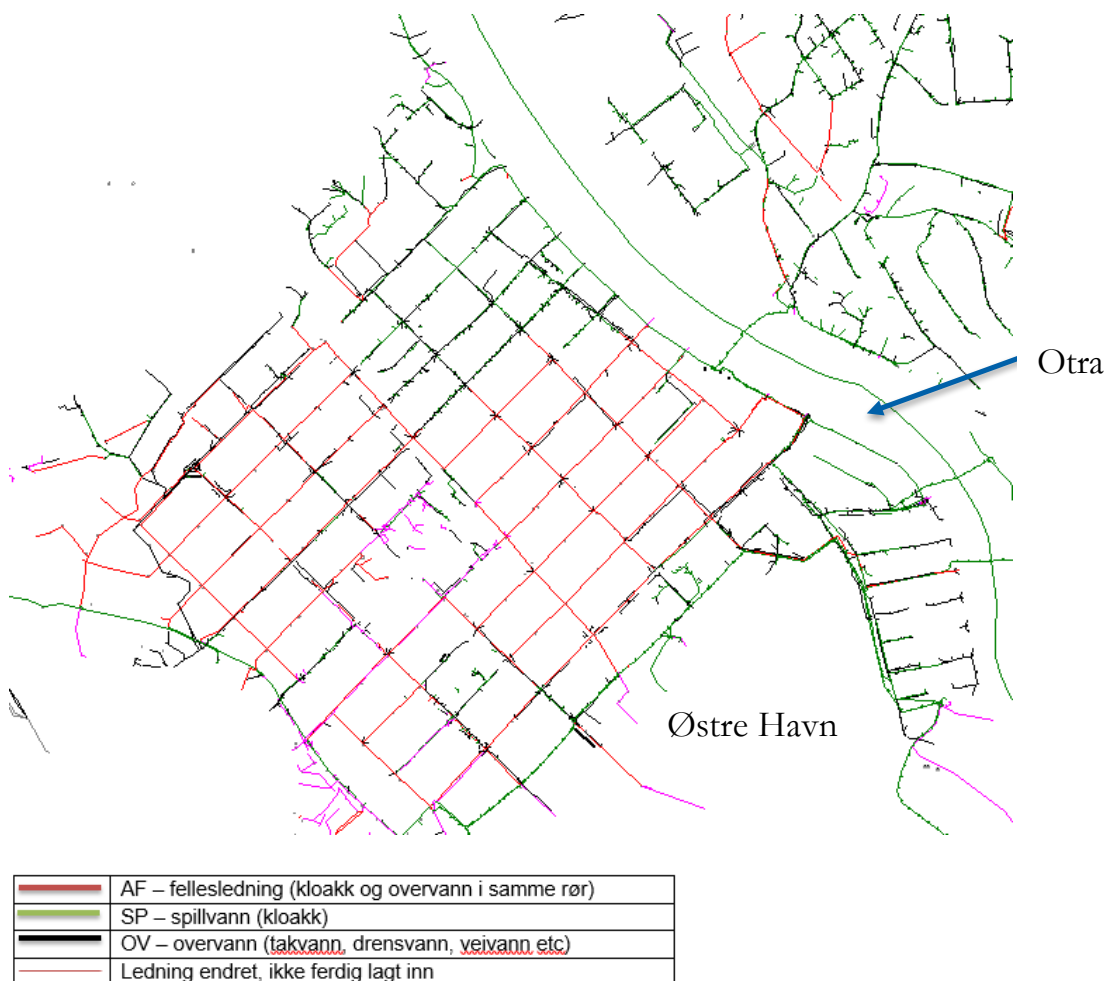
overvannsledninger for å gå over til fellesledninger. Kommunen har nå begynt å skille overvann og spillvann, men det er et omfattende arbeid som forventes å ta 25-30 år.

Opplysningene over er basert på en redegjørelse fra kommunen.

De foreslåtte prøvetakingspunktene ble redusert til fire (nr. 1-4), og prøvepunktet i Otra ble utelatt. Bakgrunnen for å utelate Otra var at elva inngår i elvetilførselsprogrammet (se kapittel 4), og at det derfor forelå data på tungmetaller allerede. Det ble videre antatt at PAH-konsentrasjonen i Otra var for lav til å kunne måles med akkrediterte analysemetoder.

Punktene 1-4 ble først prøvetatt gjennom to nedbørepisoder for deretter å evaluere egnethet, vannmengder og resultater. Stasjonen i Tordenskjoldsgate ble ved den første prøvetakingen lagt i krysset med St. Hansgate (SID 265209), slik at arealet var vesentlig redusert. Basert på denne innledende prøvetakingen, ble stasjonene 1-4 opprettholdt, og ytterligere to nedbørepisoder ble inkludert. Med prøvetaking i totalt fire nedbørepisoder kunne det dermed skaffes 4*3 prøver fra hvert sted for beregning av 4 EMC-verdier og en SMC-verdi for hver parameter. I Baneheia og i Gyldenløvesgate var det imidlertid tørt ved enkelte prøvetakinger, slik at antallet ble noe mindre enn totalt 12, se oversikt i vedlegg.

For alle punkter ble arealet oppstrøms kartfestet og beregnet (**Figur 3, Tabell 1**). Arealet som drenerer til prøvepunktet i Tordenskjoldsgate inkluderer Baneheiafeltet (1-Bane i figuren), er desidert størst (0,112 km²) og om lag halvparten består av ubebygde terreng.



Figur 2. Avløpsledningsnett i Kvadraturen.



Figur 3. Arealer oppstrøms prøvepunktene (rødt) og inndelingen av Kvadraturen og sør-østre del av Baneheia i avrenningsområder (grønn farge), se data i **Tabell 1**. I høyre del kommer Otra inn i vannområdet Østergapet-indre (grense markert med rød strek), mens vannområdet Kristiansandsfjorden-indre havn er nede til venstre i bildet. Kartkilde: Norgeskart.no og shapefiler fra Kristiansand kommune. Produksjon: NIVA.

Tabell 1. Arealer (se **Figur 3**) oppstrøms prøvepunktene (1-4) og i Kvadraturen (K-navn), alle med beregnet middelvannføring og årlig avrenning. For beregningene er det tatt utgangspunkt i en spesifikk avrenning på 24 L/s*km² for området hentet fra NVEs REGINE-base. For alle felt utenom Baneheia og halve arealet oppstrøms prøvepunktet i Tordenskjoldsgate er disse justert til 32 L/s*km² for å ta hensyn til økt avrenning fra faste flater.

Felt navn	Drenering	Areal km ²	Vannf. L/s	Årlig ave mill. m ³ /år
1-Baneheia	Otra	0,027	0,64	0,020
2-Tordenskjoldsgate	Otra	0,112	3,13	0,099
3-Gyldenløvesgate	Otra	0,035	1,10	0,035
4-Tollbodgate	Otra	0,005	0,15	0,005
K-Otra	Otra	0,449	14,35	0,453
K-Øhavn	Østre Havn	0,235	7,50	0,237
K-Vhavn	Vestre Havn	0,374	11,93	0,377

2.1.2 Parameterutvalg

NIVAs forslag til parametre, som også ble det endelige utvalget og er analysert ved Eurofins og NIVA, var som følger:

- tungmetaller: arsen (As), kopper (Cu), krom (Cr), kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), sink (Zn), kvikksølv (Hg)
- PAH (PAH₁₆EPA)
- suspendert stoff (SS), total organisk karbon (TOC)
- pH, konduktivitet

2.1.3 Målestrategi

Utgangspunktet for denne undersøkelsen var stikkprøver, at prøvene på de fire stasjonene ble forsøkt tatt så nær i tid som mulig under kraftige nedbørepisoder og at alle parametre skulle måles i alle prøver. Tre prøverunder i hver episode ble tatt i henholdsvis oppadgående, nær maksimal og eventuelt på nedadgående vannføring. Avstand i tid mellom første og siste prøverunde skulle baseres på aktuelle episoders forløp.

Episodene som ble prøvetatt var basert på værprognoser (<http://www.yr.no>). Eksakte klokkeslett for egnet uttak av prøver ble avgjort etter siste prognose før selve nedbørepisoden faktisk startet. Denne prosedyren ble også fulgt med hell ved NIVAs prøvetaking for Saint-Gobain Ceramic Materials av diffust utslipp ved to nedbørepisoder i 2015 (Hindar og Harman 2015).

På dette grunnlaget ble det beregnet en middelkonsentrasjon for hver enkelt episode (EMC) og en karakteristisk middelkonsentrasjon for hvert prøvepunkt (SMC), som redegjort for over. Sammen med beregnet årlig middelavrenning fra nedbørfeltene, ble SMC brukt for å beregne årlig stofftransport fra prøvepunktene og ut i den aktuelle vannforekomsten. Ved å anta at de gjennomførte målingene er representative for Kvadraturen er det også gjort beregninger av tilførsler til de vannforekomstene avrenningen fra Kvadraturen drenerer til (**Figur 3**).

2.2 Forurensningsregnskap

Som allerede antydnet er det en stor utfordring å skaffe seg oversikt over forurensningstilførsler i et urbant område, slik som for Kristiansand og Kristiansandsfjorden. Det har heller ikke vært mulig å finne eksempler på fullstendige forurensningsregnskap fra tilsvarende byområder, så i denne rapporten har vi foreslått en prosedyre for dette arbeidet.

En rekke kilder vil bidra til de konsentrasjonene av ulike miljøgifter man måler, og således hvilken stofftransport man beregner i overvannet. Bidrag fra en konkret kilde vil kunne fanges opp i undersøkelser av flere ulike prøvetakingsmedier. Ett eksempel er utslipp av metaller til luft fra industri nær byen. Metallene som slippes ut kan finnes igjen i byluft og nedbør i byen, i målinger av langtransportert luftforurensning og i overflateavrenning fra tette flater i byen.

Et annet forhold er stofftransport og fortynningen som vil forekomme i store vannstrømmer. Otra, som renner gjennom byen, vil ta med seg metaller som faller ned som nedbør innenfor hele elvas nedbørfelt i tillegg til at den vil grave i sedimentkilder langs elveløpet, særlig i flomsituasjoner. På grunn av den store vannmengden blir stofftransporten stor selv om konsentrasjonene av enkeltstoffer er lave. Slik vil Otra fortynne tilførsler fra byområdet og også føre forurensningen utover mot det ytre kystområdet. De endelige konsentrasjonene i vann, sediment og biota i Østre havn og øvrige deler av vannforekomsten Østergapet-indre vil dermed være et resultat av både de lokale tilførselene fra byen og i Otrass nedbørsfelt i tillegg til langtransporterte tilførsler, og hvordan stoffene transporteres, fortynnes og sedimenteres. I dette bildet hører også de ulike prosessene som påvirker stoffenes mobilitet, tilstandsform og dermed biotilgjengelighet med.

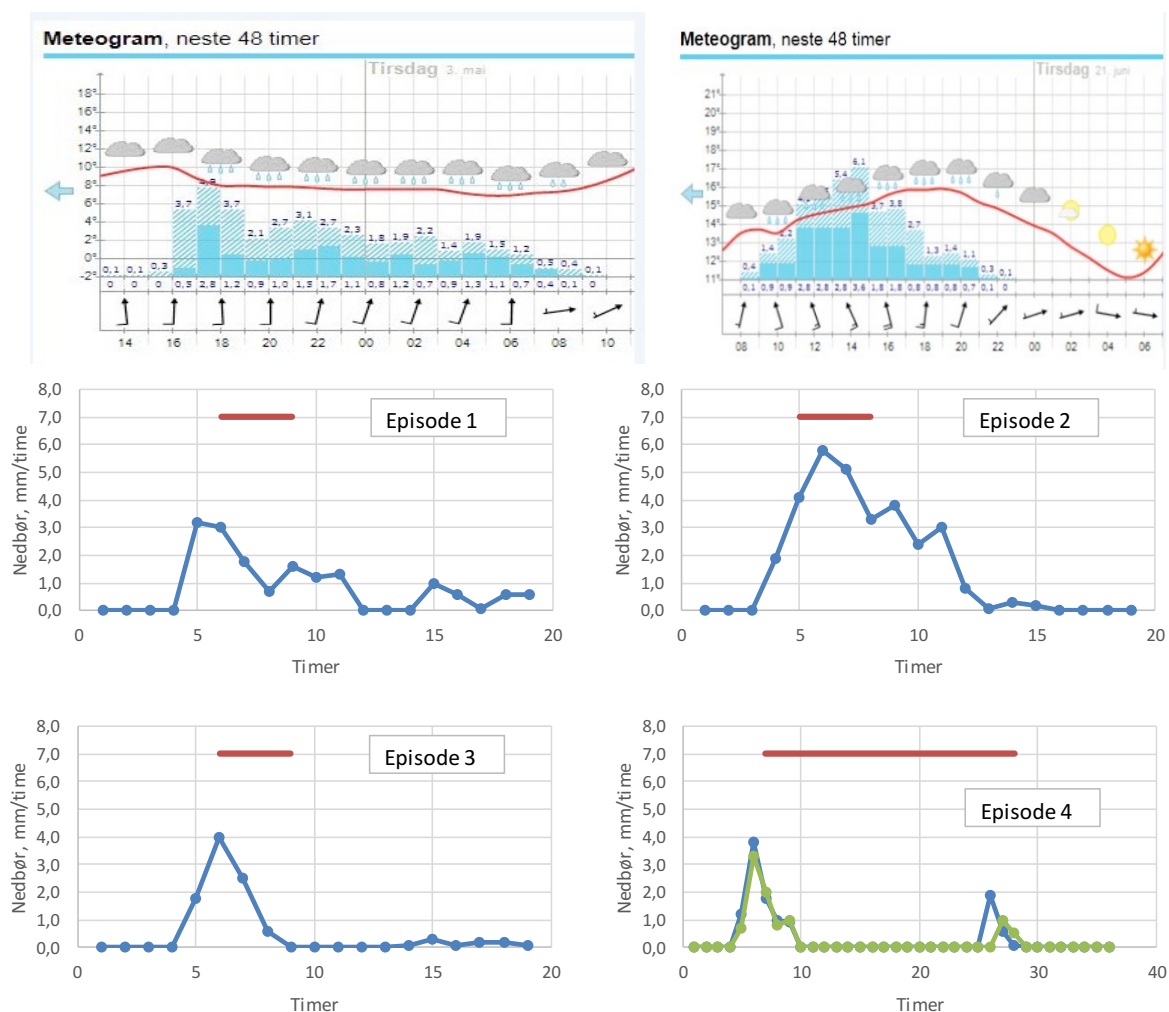
Som en første tilnærming til et forurensningsregnskap, se prosedyren i kapittel 4, har vi valgt å skaffe en best mulig oversikt over aktuelle tilførsels- og utslippskilder og relevante målinger fra de ulike kildene. Mengder og eventuelt konsentrasjoner er kartlagt. De neste stegene har vært å undersøke metall- og PAH-profiler, og det er beregnet forholdstall mellom spesifikke metaller og PAHer. Dette er samlet sett med på å gi de ulike kildene fingeravtrykk som eventuelt kan gjenkjennes eller kanskje absolutt ikke gjenkjennes i målingene. Sammen med resultater fra andre undersøkelser, er dette brukt til å indikere betydelige kilder, og de kan seinere knyttes sammen i et forurensningsnettverk.

For å gi et bedre inntrykk av betydningen av dagens tilførsler for situasjonen i Østre havn, har vi forsøkt å kvantifisere den totale mengden metaller og PAH i overflatesedimentet i havna. Vi har brukt sedimentdata for overflatesjiktet på 2 cm fra Oug og Håvardstun (2012) til dette, men vil allerede her understreke den store usikkerheten som er knyttet til beregningsmetoden. Vi mener imidlertid at den indikasjonen beregningen gir er nyttig.

3. Resultater for overvannsavrenning

3.1 Nedbørepisodene

Prøvetakingsstrategien i dette prosjektet har vært å samle inn stikkprøver av avrenningsvann fra Baneheia og i overvannsavrenning i bygater under nedbørepisoder. Prøvetakingen ble planlagt basert på prognoser fra yr.no, se eksempler for de to første episodene i **Figur 4**, og ble gjennomført i mai, juni, september og oktober i 2016. Tidspunkt for prøvetakingene i hver episode er gitt i vedlegg. Med unntak av episode 4, ble all prøvetaking i praksis gjennomført på 3-4 timer.



Figur 4. Øverst i figuren er nedbørvarselet fra yr.no vist for de to første episodene. Tidsaksen i varselet er tilpasset tidsaksen for målt nedbør i de samme periodene (figurene under; Episode 1 og 2). Målt nedbør er fra målestasjonene i Kristiansand, der blå kurve er for Dueknipen og grønn kurve er for Kristiansand rådhus). Prøvetakingsperiodene er indikert med rød strek, og de fire nedbørepisodene er henholdsvis 2. mai (episode 1), 20. juni (episode 2), 27. september (episode 3) og 17.+18. oktober (episode 4).

Ikke uventet var avrenningen i det naturlige nedbørfeltet Baneheia forskjøvet i tid sammenlignet med avrenningen fra områdene med høyere andel tette flater i byområdet. Nedbørfeltet er også forholdsvis lite, og det krever mye nedbør før området produserer avrenning. Det var derfor tidvis tørt i bekken fra Baneheia. Ved episode 3 ble ingen prøver tatt her, mens det ved episode 4 ble tatt to prøver dagen etter, for øvrig samkjørt med prøvetaking nr. 3 på de andre stasjonene.

På grunnlag av detaljerte nedbørdata fra de kommunalt drevne målestasjonene i Kristiansand by, har vi kunnet dokumentere når prøver ble tatt i de spesifikke nedbørepisodene (**Figur 4**).

3.2 Måledata og miljøkvalitetsstandarder

Vi har samlet inn vannprøver tre ganger gjennom hver av fire nedbørepisoder på fire målestasjoner. Bakgrunnen for denne strategien var å beregne karakteristiske middelkonsentrasjoner av tungmetaller, PAH og støtteparametre for hvert målepunkt. I tillegg skulle disse dataene brukes til å beregne stofftransporten fra byområder til Otra og vannforekomsten Østregapet indre, se avsnitt 3.3. Ved å anta at de er representative for Kvadraturen har vi også beregnet stofftransporten til Vestre Havn.

I og med at det ikke ble påvist PAH i avrenningen fra Baneheia ved episode 1 og 2, ble det besluttet å ikke måle PAH før eventuelt i november. Det ble antatt at økt vedfyring kunne gi målbare konsentrasjoner på denne tiden. Men i og med at siste nedbørepisode ble prøvetatt i oktober, ble ikke PAH i Baneheia inkludert i episode 3 og 4.

Alle analyseverdier med beregnede middelkonsentrasjoner og standardavvik er gitt i vedlegg B.

Middelkonsentrasjoner for tungmetaller i de fire prøvepunktene viser at Zn og deretter Cu er klart høyest av metallene i bygatene, mens Zn, Cu, Ni og Pb er høyest av metallene i Baneheia (**Tabell 2**). Konsentrasjonene av Ni, Cu og Pb i Baneheia er høye til å være avrenning fra et ubebygde område. Måleverdiene i Baneheia er sammenliknet med måleverdier i Otra. For alle metaller med unntak av Hg og til dels Cr er konsentrasjonene vesentlig høyere i Baneheia, spesielt for Ni, Pb og Cu (**Tabell 2**). Det tyder på en spesifikk kilde for disse metallene i Baneheia.

Tabell 2. Beregnede middelkonsentrasjoner av målte metaller for de fire målepunktene.

	Middelkons., µg/L			
	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod
Sink, Zn	17	106	139	138
Nikkel, Ni	12	4	4	3
Kobber, Cu	10	20	50	28
Bly, Pb	4	6	16	4
Krom, Cr	0,58	1,21	2,08	2,30
Arsen, As	0,61	0,65	1,38	1,01
Kadmium, Cd	0,116	0,096	0,119	0,039
Kvikksølv, Hg	0,005	0,005	0,007	0,005

Dominans av Zn, Ni, Cu og Pb og forholdsvis høye konsentrasjoner i avrenningen fra Baneheia tyder på at bidrag fra lokal industri kan spille en avgjørende rolle. Fra andre undersøkelser er det kjent at skog, spesielt barskog, kan fange opp partikler og aerosoler fra luft og nedbør og dermed gi høyere konsentrasjoner og økt avrenning av miljøgifter som er knyttet til disse partiklene og aerosolene. Som **Figur 5** viser, ligger den skogdekte Baneheia i hovedvindretningen fra industribedriftene i sørvest.



Vindrose, frekvensfordeling av vind

Vindretning deles i sektorer på 30°

Frekvensfordeling av vindhastighet i prosent %

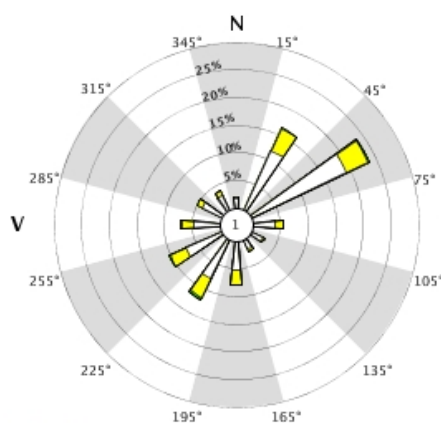
Vindhastighet (m/s)

- >20.2
- 15.3-20.2
- 10.3-15.2
- 5.3-10.2
- 0.3-5.2

Stille (%)

1

39040 KJEVIK



År: 2010 - 2015

jan, feb, mar, apr, mai, jun, jul, aug, sep, okt, nov, des

Tidspunkt: 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23 (NMT)

Figur 5. Flyfoto av Kristiansand med Baneheia øverst i bildet og industribedriftene Glencore og Elkem i sørvest (Kilde: Norgeskart.no). Vindrose for Kjevik for årene 2010-2015 er inkludert for å vise hovedvindretning og -styrke (Kilde: klima.met.no).

Middelkonsentrasjoner for analysedata for PAH₁₆EPA er vist i **Tabell 3**. I Baneheia ble det ikke påvist PAH med de kvantifiserings- og rapporteringsgrensene som er brukt her (0,01 µg/L for alle utenom indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(g,h,i)perylene, der kvantifiseringsgrensen er 0,002 µg/L). I bygatene ble det påvist PAH i konsentrasjoner som lå forholdsvis nær kvantifiseringsgrensene, se også primærdata i vedlegg B, og summen av PAH₁₆ var 0,39-0,63 µg/L. Med alle PAHer på LOQ, ville summen blitt 0,14 µg/L.

Den relative fordelingen av PAH i bygatene (**Figur 6**) viser at det er 4-5-rings PAHer som dominerer, deretter følger flere av de tyngre, men også 3-rings PAH-forbindelsen fenantren. De andre av de mer flyktige 2-3 rings PAHene har betydelig lavere konsentrasjoner. Denne karakteristikken og også forholdet mellom enkelt-PAHer er brukt mer aktivt i neste kapittel, der vi går nærmere inn på mulige kilder til de forskjellige metallene og PAH.

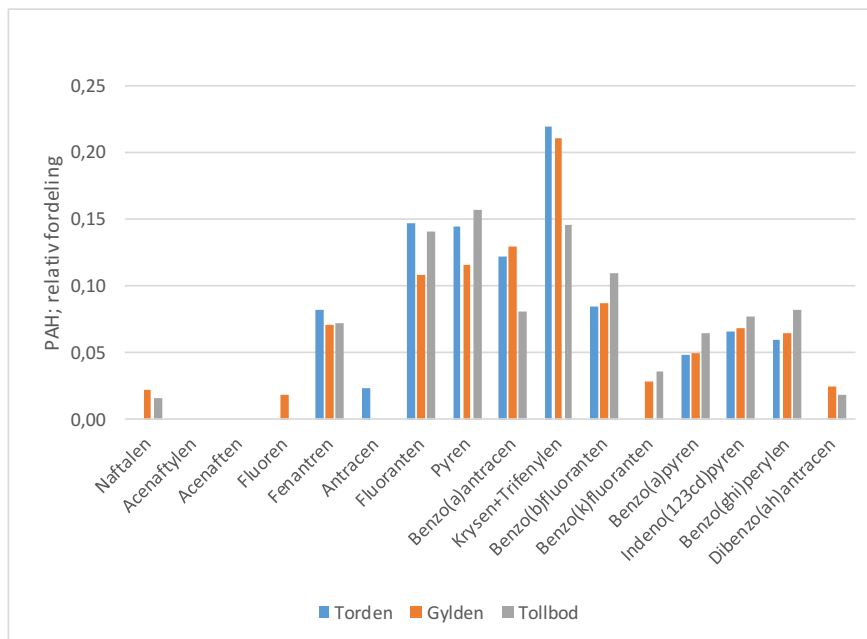
Tabell 3. Middelkonsentrasjoner* (µg/L) for alle PAH₁₆EPA, ordnet etter vekt og med de letteste PAHene øverst. Grenseverdien AA-EQS for benzo(a)pyren er 0,00017 µg/L.

PAH:	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod
Naftalen		0,01	0,01
Acenaftylene			
Acenaften			
Fluoren		0,01	
Fenantren	0,03	0,04	0,05
Antracen	0,01		
Fluoranten	0,06	0,06	0,09
Pyren	0,06	0,06	0,10
Benzo(a)antracen	0,05	0,07	0,05
Krysen+Trifenylene	0,09	0,11	0,09
Benzo(b)fluoranten	0,03	0,05	0,07
Benzo(k)fluoranten		0,02	0,02
Benzo(a)pyren	0,02	0,03	0,04
Indeno(123cd)pyren	0,03	0,04	0,05
Benzo(ghi)perylene	0,02	0,04	0,05
Dibenzo(ah)antracen		0,01	0,01
PAH ₁₆ EPA	0,391	0,536	0,631

* I de tilfellene der mindre enn 1/3 av målingene på en stasjon var over kvantifiseringsgrensen (LOQ) er det ikke beregnet middelkonsentrasjon (åpne felt). Når minst 1/3 er > LOQ er LOQ/2 brukt for alle verdier < LOQ på stasjonen. Sum PAH er kun basert på de oppgitte middelkonsentrasjonene. LOQ=0,01 µg/L for alle utenom indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(g,h,i)perylene, der den var 0,002 µg/L.

Middelkonsentrasjoner kan sammenliknes med beregnede standardavvik for å vurdere variasjonen i datamaterialet. I dette prosjektet er det viktig å gjøre en slik vurdering for å kunne anslå usikkerheten i avrenningen i de enkelte punktene og for andre arealer i Kvadraturen. Det framgår av vedleggstabellene at standardavviket for mange av de målte parametrene er forholdsvis lite, dvs. lite sammenlignet med det en kunne forvente i slike prøvepunkter. Eksempler på liten variasjon er alle parametre med unntak av PAH i Baneheia (PAH ble ikke påvist), og da kan vi med stor grad av sikkerhet anta at middelkonsentrasjonene er representative. For bygatene er standardavvik i forhold til middelkonsentrasjoner større, typisk i samme størrelsesorden som middelkonsentrasjonen, noe som betyr at usikkerheten er tilsvarende stor.

Eksempel på bruk av denne informasjonen er når data skal sammenholdes med grenseverdier. Middelkonsentrasjoner som er ubetydelig lavere enn grenseverdiene, men som har stor variasjon (stort standardavvik), bør kanskje vurderes som om de er uakseptabelt høye. Ytterligere prøvetaking vil redusere standardavviket, slik at middelkonsentrasjonen blir sikrere. Det kan være fornuftig hvis en eventuelt står overfor tiltak med store kostnader.



Figur 6. Relativ fordeling (etter vekt, letteste til venstre) av PAH₁₆EPA i overvannet i de tre gatene Tordenskjoldsgate, Gyldenløvesgate og Tollbodgate der PAH ble påvist.

I vurderingen av vannkvaliteten har vi valgt å sammenlikne middelkonsentrasjonene med årsmiddelkonsentrasjoner for miljøkvalitetsstandarder (AA-EQS) i vannforskriften, i og med at vi anser de målte middelkonsentrasjonene som representative for målepunktene. Fire av de målte tungmetallene (Cd, Pb, Ni og Hg) er blant vannforskriftens prioriterte miljøgifter, og to av dem (Cd og Hg) er prioriterte farlige miljøgifter. Blant PAHene er antracenen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(g,h,i)perylene prioriterte farlige miljøgifter. For alle disse, med unntak av Hg, er det oppgitt AA-EQS. For Hg er det kun oppgitt maksimale verdier (0,07 µg/L), men øvre grense for tilstandsklasse II er AA-EQS=0,047 µg/L. Vi bruker denne verdien i vurderingen av Hg. De fire andre metallene vi har målt (As, Cr, Cu og Zn) og åtte av de andre PAHene (ikke naftalen og fluoranten) er vannregionspesifikke stoffer og har alle oppgitte AA-EQS-verdier.

Ved vurderingen av metaller opp mot EQS-verdiene er det den løste fraksjonen, altså når prøven er filtrert gjennom 0,45 µm porestørrelse eller tilsvarende fraksjonering (ikke totalkonsentrasjon), det skal tas hensyn til. For Pb og Ni er det den biotilgjengelige delen som skal vurderes opp mot miljøkvalitetsstandardene, mens det for PAH er det totalkonsentrasjoner som skal vurderes. Siden vi kun har målt totalkonsentrasjoner i dette prosjektet, vil det si at vi må bruke de beregnede middelkonsentrasjonene for tungmetaller med varsomhet. De kan ikke sammenliknes direkte med EQS-verdier.

Prøvepunktene har ulik karakter, og det må det tas hensyn til når de målte konsentrasjonene skal sammenliknes med grenseverdier (miljøkvalitetsstandarder, EQS) i vannforskriften. Mens middelkonsentrasjoner i avrenningen fra Baneheia kan representere vannforekomster i Baneheia og dermed sammenliknes direkte med AA-EQS, er overvannssystemet ikke en vannforekomst. Miljødirektoratet anbefaler at konsentrasjoner i overvann sammenliknes med 10*EQS (NOU 2015). Det vil si at vi kan dividere konsentrasjonen med 10 og deretter sammenlikne direkte med AA-EQS, slik vi har gjort (**Tabell 4**). Da tas det hensyn til ti gangers fortykning når overvannet kommer ut i resipient. Dette er kun veiledende, men kan være en bra tilnærming. For avrenning fra Kvadraturen mot Otra vil imidlertid fortykningen være langt større, og det bør det tas hensyn til når målingene skal vurderes.

I Baneheia tror vi metallene i hovedsak er på løst form, mens de i hovedsak vil være bundet til finpartikler (partikler mindre enn 5-10 µm) i overvannet i bygatene under nedbørepisoder. Partikler fra bygater kan

omfatte sot, asfaltpartikler og bilgummi som har god evne til å binde metaller. Resultater for støtteparametre (se vedlegg B) viser imidlertid at vannet i Baneheia er stabilt humøst ($10,4 \pm 2,3$ mg TOC/L) og surt (pH $5,1 \pm 0,1$). Biotilgjengeligheten for Pb og Ni kan dermed være begrenset både fordi metallene kan være knyttet til det løste organiske materialet og fordi opptaket kan begrenses av lav pH.

Nesten alle metallene (ikke Cr og Hg) har høyere konsentrasjoner i Baneheia enn grenseverdiene for løste metaller i vannforskriften (**Tabell 4**). Dette indikerer at verdiene kan framstå som for høye, siden vi har målt totalkonsentrasjoner, og det bør derfor undersøkes nærmere i hvilken grad metallene er i løst form og biotilgjengelige. Konsentrasjonene av metaller i bygatene er i hovedsak akseptable, men enkelte, spesielt Zn, er nær grenseverdiene. Her må man imidlertid ta hensyn til at metaller i hovedsak vil være partikkelbundet. Data for suspendert tørrstoff, se vedlegg B, viser at vannet på disse målestedene var turbid under prøvetakingen. Vår vurdering er derfor at denne vannkvaliteten er akseptabel med hensyn til tungmetaller etter fortytning.

Avrenningen av metaller fra Kvadraturen til Otra er ikke problematisk på grunn av ytterligere fortytning. Situasjonen er en annen når resipientene er Østre og Vestre havn. Men også i Østre havn vil det være forholdsvis god vannutskiftning og fortytning, langt mer enn 10 ganger. Det vil si at metallavrenningen trolig ikke er problematisk her heller, se for øvrig kapittel om tilførselsberegninger.

For PAHene er både målte konsentrasjoner og EQS-verdier i vannforekomster basert på totalkonsentrasjoner. Selv om konsentrasjonene tilsynelatende er lave (**Tabell 4**), er også AA-EQS-verdiene det, spesielt for PAHer på EUs liste over prioriterte farlige miljøgifter. Her skal benzo(a)pyren brukes som et markørstoff, og for benzo(a)pyren er AA-EQS så lav som $0,00017$ µg/L (**Tabell 4**). Denne EQS-verdien er altså 60 ganger lavere enn den kvantifiseringsgrensen ($0,01$ µg/L) som er brukt her. Det vil si at vi ikke har grunnlag for å påstå at PAH er under AA-EQS hvis mindre enn kvantifiseringsgrensen er oppgitt. Men hvis mer enn 1/3 av målingene er reelle tall, og vi antar at denne verdien er representativ for målestedet, er middelkonsentrasjonen klart over AA-EQS-verdien.

Tabell 4. Middelkonsentrasjoner for metaller i Baneheia og middelkonsentrasjoner dividert med 10 for de tre andre målestasjonene (øvre del). Middelkonsentrasjoner for benzo(a)pyren (BaP) dividert med 10 og 150 i nedre del. Grenseverdiene for årsmidler (AA-EQS) av løste metaller og totalkonsentrasjoner av benzo(a)pyren i vannforskriften er gitt i kolonnen til høyre. Konsentrasjonene er merket med rødt (BaP) eller skravert rødt (metaller) hvis de er over AA-EQS-verdier og blått hvis de er klart under. Oransje merking vil si at konsentrasjonen er under, men forholdsvis nær AA-EQS-verdien.

Totalkonsentrasjon av:	Middelkonsentrasjon	Middelkonsentrasjon delt på 10			AA-EQS*
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	
	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod	
Sink, Zn	17	11	14	14	11
Nikkel, Ni	12	0,4	0,4	0,3	4
Kobber, Cu	10	2,0	5,0	2,8	7,8
Bly, Pb	4,2	0,6	1,6	0,4	1,2
Krom, Cr	0,58	0,12	0,21	0,23	3,4
Arsen, As	0,61	0,06	0,14	0,10	0,5
Kadmium, Cd	0,116	0,010	0,012	0,004	0,080
Kvikksølv, Hg	0,005	0,001	0,001	0,001	0,047
*NB! For løste metaller					
					AA-EQS
Benzo(a)pyren/10	<0,001	0,00190	0,00260	0,00410	0,00017
Benzo(a)pyren/150 til Otra	<0,00007	0,00013	0,00017	0,00027	0,00017

Skraveringen brukes her for å vise at det er målt totalkonsentrasjoner av metaller, og at de løste, eventuelt biotilgjengelige konsentrasjonene kan være over (rødt) eller noe under (oransje) EQS-verdiene.

I alle de tre bygatene er konsentrasjonen av benzo(a)pyren (0,02-0,04 µg/L = 20-40 ng/L) klart over AA-EQS-verdien (0,00017 µg/L = 0,17 ng/L). Avrenning med slike konsentrasjoner har potensiale til å bidra til at vannforekomster ikke oppnår god kjemisk tilstand. Brukes tommelfingerregelen med fortykning 10 ganger og deretter sammenlikning med EQS-verdien, er konsentrasjonen fortsatt 100-200 ganger over denne årsmiddel-EQS-verdien. Det kan derfor være grunn til å vurdere tiltak, spesielt for den delen av Kvadraturen som har avrenning til Østre og Vestre havn, se avsnitt 4.2.

3.3 Tilførselsberegninger

Middelkonsentrasjoner fra nedbørepisodene er brukt til å beregne tilførsler fra arealet oppstrøms, mens den kombinerte middelkonsentrasjonen for Tollbodgate og Gyldenløvesgate er brukt til å beregne tilførselen fra Kvadraturen til de tre resipientene Otra, Østre havn og Vestre havn. Det ble antatt at disse to prøvepunktene representerte Kvadraturen. Forskjellen mellom dem var svært liten, med unntak av Cu, Pb og Cd, der det var 2-3 ganger høyere middelkonsentrasjon i Tollbodgate.

En større andel av nedbøren renner av fra faste flater enn fra skog og mark. Den spesifikke avrenningen, slik den oppgis i vassdragsregisteret til NVE (REGINE), blir derfor ikke representativ for byområder. I Kristiansands-området er den spesifikke avrenningen i naturlig terreng 24 L/s/km² (NVE REGINE) og på Sørlandet er fordampningen 500 mm/år (Hanssen-Bauer 2009). Nedbørmengden blir da 1250 mm/år, og fordampningen en 40 %. Dette er lagt til grunn for tilførselsberegningen for Baneheia (**Tabell 5**). Hvis vi antar at fordampningen i Kvadraturen er 20 % av det som faller som nedbør, blir den spesifikke avrenningen 32 L/s/km², og dette tallet er lagt til grunn for vannmengder (**Tabell 1**) og tilførselsberegningene (**Tabell 5**) for bygatene i Kvadraturen.

Tabell 5. Tilførsler av metaller og PAH fra arealer oppstrøms prøvetakingspunktene (øverst) og for de deler av Kvadraturen som drenerer til Otra, Østre havn og Vestre havn (nederst).

Metall	Årlig transport, g/år			
	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod
Sink, Zn	347	10500	4850	650
Nikkel, Ni	248	420	138	15
Kobber, Cu	194	1960	1740	133
Bly, Pb	86	640	556	20
Krom, Cr	12	120	73	11
Arsen, As	12	64	48	4,8
Kadmium, Cd	2,3	9,5	4,2	0,19
Kvikksølv, Hg	0,1	0,5	0,24	0,024
PAH ₁₆ EPA		39	19	3
Benzo(a)pyren		2	0,91	0,19

Metall	Årlig transport, g/år		
	K-Otra	K-ØHavn	K-VHavn
Zn	92900	32900	52200
Ni	1630	850	1360
Cu	17700	9240	14700
Pb	4580	2390	3810
Cr	990	519	825
As	540	283	450
Cd	36	19	30
Hg	2,7	1,4	2,3
PAH ₁₆ EPA	227	118	188
Benzo(a)pyren	14	7,1	11

Når forskjellen i arealer, og dermed avrenning, er stor i forhold til variasjonen i konsentrasjon, vil arealet avgjøre hvilket felt som bidrar med størst mengde stoff. Slik sett er beregningene av årlig transport for de fire prøvepunktene ikke så nyttig å sammenlikne. Det som imidlertid er viktig er den totale tilførselen fra Kvadraturen til de ulike resipientene. Beregningene er gitt i **Tabell 5**.

Tilførselen av f.eks. Cu fra Kvadraturen til Otra er 18 kg/år. Tilførselen av Cu med Otra er til sammenlikning 4,7 tonn/år, så selv om konsentrasjonen av Cu i Tollbodgate er betydelig, blir bidraget til og påvirkningen i Otra svært beskjeden på grunn av fortykning. Det samme gjelder alle de andre metallene. Påvirkningen i sjøresipienten av denne avrenningen via Otra blir også helt ubetydelig.

For transporten av tungmetaller til Østre og Vestre havn er situasjonen annerledes. V annutskifting og strøm i sjøresipienten blir avgjørende. Fra Kvadraturen til Østre Havn tilføres det årlig 33 kg Zn, 9 kg Cu og 2,4 kg Pb, mens det for de andre metallene er fra en kilo og ned til ett gram. Til Vestre Havn tilføres det årlig noe mer; 52 kg Zn, 15 kg Cu og 4 kg Pb, mens det for de andre metallene er fra 1,4 kilo og ned til 2 gram.

Middelkonsentrasjonen av PAH₁₆EPA og benzo(a)pyren (BaP) i bygatene er i størrelsesorden henholdsvis 0,4-0,6 µg/L og 0,02-0,04 µg/L. Andelen BaP er 4-5 %. Usikkerheten er forholdsvis stor, og vi kan bruke konsentrasjonene 0,5 og 0,03 µg/L for å skalere tilførselene av henholdsvis PAH₁₆EPA og BaP fra Kvadraturen.

Tilførselene av PAH₁₆EPA og BaP fra feltene til de tre bygatene blir da henholdsvis 3-40 g/år og 0,2-2,0 g/år. Tilførselene av PAH₁₆EPA og BaP fra Kvadraturen blir henholdsvis 227 og 14 g/år til Otra, 118 og 7 g/år til Østre Havn og 188 og 11 g/år til Vestre Havn.

3.4 Oppsummering måleprogram

I denne undersøkelsen har vi vist at konsentrasjonen av seks av åtte metaller i Baneheia kan være over AA-EQS-verdiene i vannforskriften for noen av EUs prioriterte miljøgifter (Ni, Pb og Cd) og for noen vannregionspesifikke stoffer (Zn, Cu og As). Vi har imidlertid målt på totalkonsentrasjoner, mens grenseverdiene gjelder for den løste og til dels biotilgjengelige fraksjonen. Selv om vi antar at disse metallene i liten grad er partikkelbundne, vil det være viktig med ytterligere dokumentasjon, slik at det kan trekkes en konklusjon om eventuelle overskridelser.

Dominans av Zn, Ni, Cu og Pb og forholdsvis høye konsentrasjoner i avrenningen fra Baneheia tyder på at bidrag fra lokal industri kan spille en avgjørende rolle. Oppsamling av forurensninger i skog og utvasking med nedbør kan ha forsterket påvirkningen.

For overvannet i bygatene er det dominans av Zn og Cu, mens Ni utgjør en betydelig mindre andel. Her er det derfor flere kilder til miljøgifter.

Det ble ikke påvist PAH fra Baneheia med de kvantifiseringsgrensene som er brukt her. Grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjonen av benzo(a)pyren i vannforskriften er imidlertid svært lav og vi kan ikke vite om konsentrasjonen er over eller under AA-EQS-verdien. Dette bør undersøkes nærmere.

Fortynningen av avrenningen fra Kvadraturen i resipientene er tilstrekkelig til at metallkonsentrasjonene kommer under grenseverdiene. Overvannsavrenningen fra Kvadraturen kan imidlertid bidra til konsentrasjoner over AA-EQS-verdien for benzo(a)pyren.

Støv og slam i urbane områder kan være finpartikulært (< 100 µm), og de prioriterte miljøgiftene i overflateavrenningen finnes hovedsakelig i de aller fineste fraksjonene (< 10 µm). Grovere fraksjoner (> 100 µm) inneholder mer geogent materiale, slik som naturlig sand. Li og Jun Zuo (2013) viste at partikler < 75 µm bestemte fordeling og transport av Cu og Zn i urban avrenning. Det vil si at sandfang kan slippe gjennom en forholdsvis stor andel miljøgifter, slik data fra Leikanger og Roseth (2016) kan tyde på.

Transporten av partikulært bundne metaller i nedbørepisoder er både kildebegrenset (de fineste partiklene vaskes lett ut og kildene tømmes) og transportbegrenset (de groveste partiklene krever kraftigere vannstrømmer for å bli vasket ut). Det innebærer at finpartiklene (med mest forurensninger) inngår i vannprøver hovedsakelig i den første fasen av både moderate og kraftigere nedbørespisoder. Da kan også konsentrasjonen av dem være størst, og en vil anta at miljøgifter i stor grad transporteres ut i denne første fasen.

I den foreliggende undersøkelsen ble prøvetakingen startet opp tidlig i nedbørepisodene og i hovedsak gjennomført i den første fasen. De middelkonsentrasjonene som framkommer vil være karakteristiske for målestedet og for denne prøvetakingsstrategien. Med det moderate standardavviket som er beregnet her, er usikkerheten tilsvarende moderat. Fordelen med denne strategien er da at effekten av eventuelle forurensningsbegrensende tiltak kan dokumenteres med et tilsvarende prøvetakingsopplegg etter at tiltak er gjennomført.

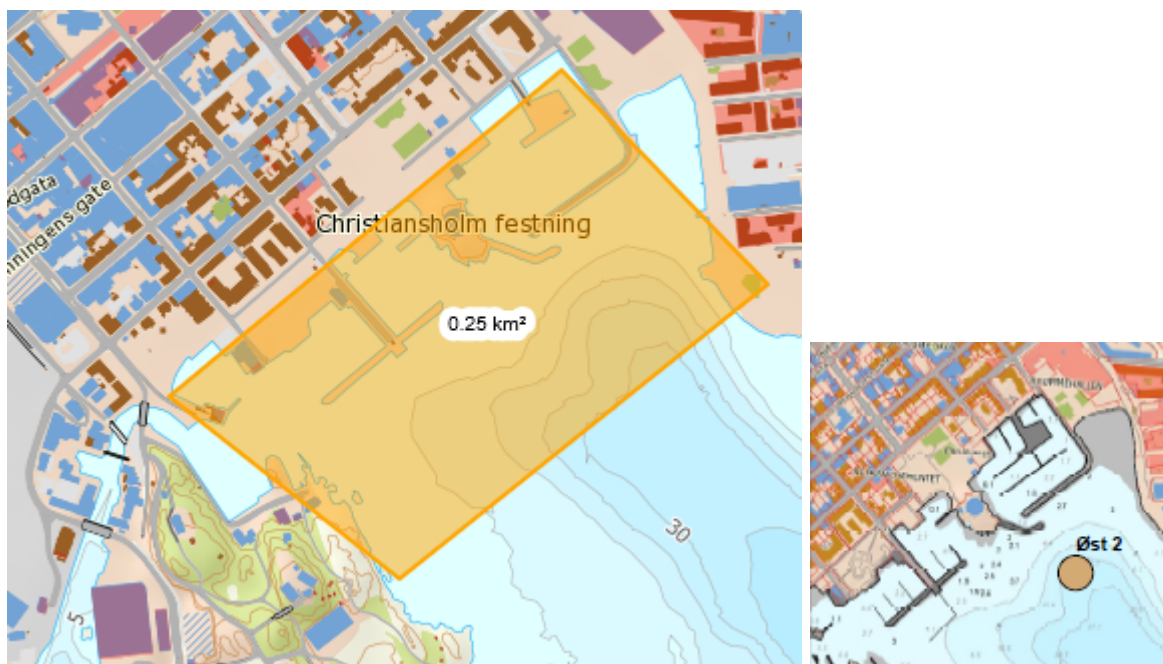
Regnvær som fortsetter i flere dager vil trolig etter de første 1-2 døgnene gi forholdsvis klar avrenning med lite finpartikler. Vannmengden i denne fasen har trolig vesentlig lavere konsentrasjoner av miljøgifter. Basert på vurderingene over, er det en fare for at årstransporten av partikulært bundne miljøgifter blir overestimert ved å bruke middelkonsentrasjoner fra den første fasen i nedbørepisoder og hele årsavrenningen. Kontinuerlig måling av partikler, f.eks. med turbiditetssensor, anbefales for å få mer klarhet i dette forløpet.

4. Forurensningsregnskap

Som tidligere nevnt er det gjort undersøkelser av PAH i sedimenter også i andre norske havner (Oen et al 2006). I havnene i Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim ble det funnet at PAH er sterkest assosiert med black carbon (BC). Black carbon er sotpartikler, f.eks. fra ufullstendig forbrenning av diesel og finnes hovedsakelig i PM_{2,5}, dvs. som svært fine partikler. Basert på forholdene mellom ulike PAH-er, fenantren/antracen og fluoranten/pyren, konstaterte Oen et al. (2006) at PAH i havner var av pyrogent opphav. Det vil si at de i stor grad er forbrenningsprodukter og ikke et resultat av søl/lekkasje av petroleumprodukter. Sammensetningen i de fire havnene var forholdsvis lik, og det er ingen grunn til å tro at forholdene generelt sett er vesentlig forskjellig i havneområdene i Kristiansand. I Østre havn derimot, kan situasjonen være noe annerledes i og med at forbrenning av diesel trolig er betydelig mindre og at PAH fra tidligere virksomheter på land kan være dominerende.

Undersøkelsen til Oug og Håvardstun (2012) av overflatesedimenter i Østre havn viser svært dårlig tilstand for Hg, dårlig tilstand for Cu og moderat for Ni på stasjon Øst 2 (**Figur 7**). Basert på vannforskriften og ny veileder fra Miljødirektoratet (rapport 608, Miljødirektoratet 2016) er imidlertid de målte konsentrasjonene av Cu (57-74 mg/kg) under EQS-verdien på 84 mg/kg for sedimenter i sjø, mens konsentrasjonene for Hg og Pb er over de respektive EQS-verdiene. Konsentrasjonen av Zn og Pb er også under EQS-verdiene, men marginen for Zn er liten. Konsentrasjonen av PAH-komponenten benzo(a)pyren fra samme undersøkelse (1,6 mg/kg tørrstoff) ligger betydelig over EQS-verdien på 0,18 mg/kg.

For å kunne sammenlikne tilførsler fra Kvadraturen med den mengden som finnes i sjøsedimentet i Østre havn, har vi tatt utgangspunkt i de data fra Oug og Håvardstun (2016) som er nevnt over. Konsentrasjonene i sjøsedimentet er fra de øvre 2 cm, og her var andelen tørrstoff om lag 50 %. Hvis vi går ut fra at egenvekten av sedimentet er 1 kg/L og bruker et areal på 0,25 km² (**Figur 7**), blir totalvekten av tørrstoffet 2500 tonn. Da kan totalmengden av metaller og PAH i 0-2 cm sjiktet beregnes. Men først går vi gjennom hva vi mener et forurensningsregnskap bør inneholde, en prosedyre for arbeidet og data som er innhentet for ulike kilder.



Figur 7. Skissert areal av Østre Havn (0,25 km²) for beregning av miljøgifter i øvre 2 cm sjøsediment basert på data fra stasjonen Øst 2 i Oug og Håvardstun (2012).

Et forurensningsregnskap for Østre havn tiltaksområde må etter vår mening ta utgangspunkt i at:

- det er et svært sammensatt forurensningsbilde (se øvrige punkter), som vil være krevende å kartlegge og sette sammen i et regnskap,
- det er flere kilder til de samme miljøgiftene (f.eks. tungmetaller og PAH),
- tørravsetninger fra luft og våtavsetninger med nedbør av forurensningskomponenter er en kombinasjon av korttransportert luftforurensning (f.eks. veitrafikk, skip ved havn, industri, vedfyring vinterstid) og langtransporterte forurensninger,
- kloakkoverløp fra fellesnett og eventuelle lekkasjer via grunn til resipient vil være en kilde,
- avrenning fra tette flater, slik som veier, andre asfalterte og lite permeable flater og hustak, vaskes ut i nedbørstyrte episoder, og må dokumenteres med tilpasset prøvetaking (slik vi har gjort i dette arbeidet),
- bidraget fra vedfyring til stofftransport kan være krevende å kvantifisere når nedbør og avrenning er forskjøvet i tid pga. snø og frost,
- tilsig fra forurenset jord under dagens bybilde kan være en kilde som det vil være krevende å beregne bidraget fra,
- rekontaminering fra forurensninger som er tilført fjorden før effektive tiltak/nye industriprosesser reduserte tilførselene kan være en kilde,
- den store ferskvannstilførselen med Otra kan fortynne og transportere forurensninger vekk fra utslippspunkter langs østre deler av Kvadraturen og
- langtransportert forurensning via kyststrømmen (nærhet til Europa) kan påvirke regnskapet.

Denne situasjonen gjelder også flere aktuelle tiltaksområder i Kristiansandsfjorden og er forsøkt illustrert i **Figur 8**. Utslippet til vannforekomster og de endelige konsentrasjonene av miljøgifter i vannforekomstene er et resultat av bidraget fra mange kilder. Prosesser som endrer tilstandsformen til miljøgiftene fra utslipp, fram til vannforekomst og i vannforekomsten er med å avgjøre hva som faktisk måles og de biologiske

effektene dette har. For biologien er det avgjørende om miljøgiftene er på løst form, løst bundet i organiske komplekser eller hardt bundet til partikler.



Figur 8. Forurensningssituasjonen i et urbant og industrialisert område med havn, slik som Kristiansand, er komplisert. Langtransportert forurenset luft kan avgi forurensning ved tørr- og våtavsetning, mens kystvann og elv kan fortynne forurensninger. Lokale kilder vil ha direkte utslipp til luft og vannforekomster, men også bidra til avrenning via natur- og byområder. Skogområder kan eventuelt oppkonsentrere luftforurensninger. Lageret av miljøgifter i sjøsedimentene er et resultat av historiske og ferske tilførsler og endres pga prosesser i sedimentet. Så hvor mye betyr dagens belastning? (Oversikt etter en ide hentet fra Kroglund og Håvardstun 2011; kartkilde: Norgeskart.no).

En åpenbar utfordring når tiltak er påkrevet for å bedre den økologiske og kjemiske tilstanden i en vannforekomst er å identifisere de viktigste bidragsyterne til den dårlige tilstanden. Prosessen fram til gjennomføring av kostnadseffektive tiltak og dokumentasjon av effekt kan være som følger:

- 1) Innsamling av karakteristiske data (utslipp og bidrag) for enkeltkilder → 2) identifisere stoffprofilen for disse kildene → 3) målinger for å supplere datagrunnlaget → 4) veie kildenes bidrag basert på utslipp, profil og målinger for å finne fram til de viktigste → 5) vurdere effekt og kostnad for aktuelle tiltak ved de viktigste kildene → 6) gjennomføre de mest kostnadseffektive tiltakene → 7) verifisere effekt.

Relevante målinger bør gjennomføres både før og etter at tiltak er gjennomført. Målestrategien må derfor ha en karakter som gjør at resultatene kan sammenliknes.

I dette arbeidet har vi, med hjelp fra kommunen og andre, gjennomført de første tre stegene og kommet et godt stykke på vei med det fjerde. Basert på den kompleksiteten som er knyttet til dette, vil vi på det nåværende stadiet være forsiktige med å foreslå tiltak, men noen klare kildekandidater og tiltak er identifisert.

4.1 Kilder til metaller og PAH i Kristiansand

Vi har vist at avrenningen fra Baneheia har høye konsentrasjoner av flere tungmetaller, og at grenseverdier for flere metaller kan være overskredet. Vi har også vist at overvannet i Kvadraturen har betydelige konsentrasjoner av PAH dersom en sammenlikner med de svært lave AA-EQS-verdiene. Dette har liten betydning for Otra som resipient, men slik avrenning har potensiale til å påvirke forholdene i mer lukkede resipienter, slik som Østre og Vestre havn. Om PAH-tilførselen til Østre Havn via Kvadraturen er et problem, er imidlertid vanskelig å vurdere fordi andre tilførsler ikke er kvantifisert, men også fordi vannutskiftningen anses som forholdsvis god. Tilstanden i sjøsedimentet i Østre Havn er imidlertid ikke i god tilstand (Oug og Håvardstun, 2012), men sedimentene kan være påvirket av gamle utslipp, slik som fra det nedlagte kullkraftverket på Tangen.

Her redegjør vi for identifiserte utslippkilder for tungmetaller og PAH i Kristiansandsområdet som kan påvirke forurensningssituasjonen generelt og i Østre havn spesielt. Også andre bidrag, slik som langtransporterte luftforurensninger, har betydning og er trukket inn. Vi starter med langtransporterte forurensninger, som ofte er en del av bakgrunnskonsentrasjonen. Helt upåvirkede områder er svært vanskelige å finne.

4.1.1 Langtransporterte stofftilførsler

Langtransporterte forurensninger med luft og vann er et samlebegrep på forurensninger som ikke er skapt i nærområdet. Vi tenker kanskje automatisk på at kildene er i andre land på det europeiske kontinentet og i Storbritannia, men kildene kan også være i nabobyen. Som illustrasjonen i **Figur 8** viser, kan langtransporterte miljøgifter bidra lokalt, men lokale kilder kan også bidra til det som blir registrert som langtransporterte forurensninger andre steder. Det kompliserer et slikt bakgrunnsbilde.

I følge Vann-nett er det liten påvirkningsgrad av langtransportert forurensning med kyststrømmen til vannforekomsten Østergapet-indre. Vi har sett nærmere på bidraget fra luft og nedbør og fra Otra.

Målt våtavsetning med nedbør og bidraget fra tørravsetning er direkte kilder til avrenning til vannforekomster, men det er viktig å huske på at nedbør som faller i terrenget og de tørravsetninger den tar med seg fra skog passerer jordsmonnet og at opptak og endringer kan skje pga. jordprosesser. I byområder vil slike endringer i langt mindre grad forekomme pga. rask avrenning fra faste flater, og nedbør passerer i stor grad upåvirket ut i resipienter.

På NILUs målestasjon i Birkenes måles konsentrasjoner av en rekke miljøgifter i luft og nedbør. Vi har fått oversendt data for tungmetaller og PAH, se **Tabell 6**.

I og med at Birkenesstasjonen er kun 30 km nordøst for Kristiansand anser vi nedfallet her som representativt for nedfall av langtransportert luftforurensning i Kristiansandsregionen. Det vil imidlertid også være et bidrag fra lokale kilder på denne stasjonen, noe sesongvariasjonen i benzo(a)pyren indikerer (**Tabell 6**). Det er ikke usannsynlig at lokal vedfyring bidrar til denne sesongvariasjonen, men fordelingen mellom kort- og langtransport forurensning er ikke kjent.

Med unntak av bly (Pb), er konsentrasjonene av tungmetaller i nedbør lave eller svært lave om en sammenlikner med grenseverdier for årsmiddelkonsentrasjoner i vannforekomster (AA-EQS, jfr. vannforskriften). For Pb er middelkonsentrasjonen i nedbør 0,8 µg/L, mens AA-EQS for vannforekomster er 1,2 µg/L.

Tabell 6. Årsmidler for metaller og PAH₁₆EPA i nedbør ved NILUs målestasjon på Birkenes. Årsnedbør er også vist. Sesongvariasjon i benzo(a)pyren i 2012 er vist nederst. Alle data for PAH er oppgitt i ng/L (nanogram per liter). Data er sammenstilt for det foreliggende prosjektet av Wenche Aas, NILU.

NILU-Birkenes										
År	mm nedbør	Hg µg/L	As µg/L	Cd µg/L	Cr µg/L	Co µg/L	Cu µg/L	Pb µg/L	Ni µg/L	Zn µg/L
2010	1056	0,009	0,177	0,039	0,130	0,017	0,544	0,911	0,199	4,310
2011	1590	0,005	0,121	0,027	0,101	0,012	0,577	0,631	0,150	3,527
2012	1701	0,005	0,078	0,020	0,056	0,013	0,516	0,584	0,253	4,352
2013	1447	0,005	0,053	0,015	0,059	0,016	0,998	0,602	0,208	5,274
2014	2245	0,005	0,095	0,025	0,063	0,015	1,354	1,117	0,164	4,979
2015	1920	0,007	0,084	0,016	0,165	0,032	1,327	0,841	0,154	3,708
Middel		0,006	0,101	0,024	0,095	0,017	0,886	0,781	0,188	4,358
Stdev		0,002	0,043	0,009	0,045	0,007	0,394	0,213	0,040	0,684

Navn (NILUs betegnelser)	2010 ng/L	2011 ng/L	2012 ng/L
naphthalene	8,50	6,63	6,03
acenaphthylene	1,85	0,83	1,62
acenaphthene	1,42	0,66	0,79
fluorene	2,58	1,87	3,23
phenanthrene	14,23	12,03	20,80
anthracene	1,13	0,95	1,05
fluoranthene	21,25	15,12	26,10
pyrene	15,46	9,90	17,21
benz_a_anthracene	4,29	2,05	4,54
chrysene_triphenylene	4,36	9,05	16,93
benzo_bjk_fluoranthenes	26,22	12,51	22,66
benzo_a_pyrene	7,74	2,55	4,01
inden_123cd_pyrene	12,06	4,66	9,75
benzo_ghi_perylene	3,92	2,65	6,39
dibenzo_ac_ah_anthracenes	2,88	0,88	0,95
SUM PAH ₁₆ EPA	125	81	141

NILU-Birkenes - 2012	
Måned	Benzo(a)pyren, ng/L
1	9,888
2	2,327
3	2,035
4	1,001
5	1,477
6	0,274
7	<0,865
8	0,318
9	0,574
10	0,574
11	6,515
12	6,127

For PAH-komponenten benzo(a)pyren er middelkonsentrasjonen i nedbør 2,5-8 ng/L, mens AA-EQS er 0,17 ng/L. Nedbør som går direkte til resipient kan dermed være en kilde til uakseptable konsentrasjoner. I tillegg kommer bidraget fra tørravsetninger, som kan være PAH-holdige finpartikler og aerosoler som først fanges opp i trekroner og deretter vaskes ut i regnvær. En konsekvens er at tiltak mot kjente utslippskilder muligens ikke vil være tilstrekkelig til å bringe konsentrasjonen av benzo(a)pyren under grenseverdien.

Stofftransport med Otra kan også ses på som en form for langtransportert tilførsel i og med at kildene vil være en kombinasjon av tilførsler med nedbør og tilførsler fra den delen av nedbørfeltet som ligger oppstrøms Kristiansand. OTRAS nedbørfelt er 3750 km² og den alt overveiende delen ligger oppstrøms byen. Konsentrasjoner av tungmetaller i Otra måles i Miljødirektoratets Elvetilførselsprogram (RID¹ - programmet) ved Skråstad. Vi har hentet måledata for tungmetaller fra Vannmiljø, og beregnet middelkonsentrasjoner basert på data fra perioden 2010-2014 (**Tabell 7**). Tungmetallkonsentrasjonene i Otra er lave dersom en sammenlikner med AA-EQS – verdiene. For eksempel er grenseverdiene for årsmiddelkonsentrasjoner av nikkel og kopper i vannforskriften satt til henholdsvis 4,0 og 7,8 µg/L, mens middelkonsentrasjonene i Otra er henholdsvis 0,5 og 1 µg/L. Otra har dermed en gunstig fortynnende effekt på tilførsler med høyere konsentrasjoner.

Tabell 7. Konsentrasjoner av arsen og tungmetaller (µg/L) og av total organisk karbon (mg/L) i Otra for perioden 2010-2014. Middelkonsentrasjon og standardavvik basert på disse er beregnet. AA-EQS-verdier for løste metaller er gitt.

	Otra 2010-2014		AA-EQS
	Middelkons.	St.avvik	
Kvikksølv	0,001	-	0,047
Arsen	0,12	0,06	0,50
Bly	0,26	0,18	1,20
Kadmium	0,02	0,01	0,08
Kobber	1,01	0,61	7,8
Krom	0,15	0,16	3,4
Nikkel	0,49	0,22	4,0
Sink	3,61	1,32	11
TOC, mg/L	2,77	0,96	

Basert på de målte konsentrasjonene og vanntransporten er det i RID-programmet, se f.eks. Skarbøvik et al. (2015), beregnet tungmetalltilførsler med Otra (**Tabell 8**). Så mens konsentrasjonene er lave, er transporten til Kristiansandsfjorden svært stor (henholdsvis 3 og 5 tonn/år i 2014).

Tabell 8. Tilførsler med Otra i perioden 2010-2014 av suspendert partikulært materiale (SPM), totalt organisk karbon (TOC), metaller og polyklorerte bifenyl (PCB). PAH er ikke målt. Dataene fra Elvetilførselsprogrammet, se f.eks. Skarbøvik et al. (2015).

År	Tilførsler									
	SPM	TOC	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Sum PCB
	tonn/år									
2014	19 800	19 300	1,02	0,13	1,34*	5,13	2,95	3,35	25,3	
2013	4 138	12 300	0,50*	0,06	0,80*	2,42	2,10	0,94	14,2	
2012	4 067	13 300	0,46	0,08	0,71*	3,58	2,72	0,99	17,5	6,8*
2011	4 918	16 400	0,57	0,11	0,57*	5,56	2,88	1,44	17,7	16,7*
2010	3 165	9 300	0,45	0,06	0,65*	2,87	1,62	0,81	12,4	4,9*

* Øvre beregnet middelverdi.

¹ RID står for Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges og er et prosjekt under Oslo-Paris konvensjonen.

4.1.2 Industriutslipp til luft og vann

I følge Vann-nett er det stor påvirkningsgrad av industriutslipp til vannforekomsten Østergapet-indre. En rekke tungmetaller og organiske miljøgifter bidrar til at den økologiske tilstanden er dårlig og at det ikke oppnås god kjemisk tilstand. I Kristiansand by befinner det seg flere industribedrifter som har utslipp både til luft og til vann. De viktigste, i følge tall fra norskeutslipp.no, er Elkem Carbon, Elkem Solar og Glencore Nikkelverk AS, se **Figur 5** for beliggenhet.

Utslippene til vann fra disse tre bedriftene (**Tabell 9** og **Tabell 10**) er til vannforekomsten Kristiansandsfjorden-indre havn. Industriutslippene kan bidra til påvirkning av flere vannforekomster i Kristiansandsfjorden fordi det ikke er noen naturlig morfologisk barriere mellom vannforekomstene, se **Figur 1**. Industriutslippene til vann kan via strømning potensielt også påvirke Østre Havn, men her er trolig Odderøya en effektiv barriere.

Tabell 9. Utslipp til vann fra Elkem Solar AS og Elkem Carbon AS for perioden 2010-2015 (norskeutslipp.no). I.R. betyr ikke rapportert. Utslippsdataene er hentet ut 28.11.2016, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i nåværende og historiske data.

År	Utslipp til vann					
	Elkem Solar AS				Elkem Carbon AS	
	As	Cu	Cr	Ni	SS	PAH-16 NS
	kg/år				tonn/år	kg/år
2015	2,7	10,5	1,5	24,1	61,0	8,1
2014	3,2	19,5	1,6	28,8	103*	11,1
2013	0,2	1,4	0,1	0,1	1,6*	12,7
2012	1,1	4,0	0,5	4,4	4,9*	3,9
2011	5,5	8,1	7,6	17,6	I.R.	5,1
2010	3,4	12,2	10,0	25,9	I.R.	6,6

*Data fra Elkems interne målinger hentet fra Håvardstun og Næs (2016).

Utslippene fra de tre industribedriftene til luft (**Tabell 11-Tabell 13**) vil dels fraktes ut av området som langtransportert forurensning, dels vaskes ut med nedbør og avsettes og transporteres til vann i Kristiansandsområdet. Det er særlig utslippene til luft av Cu og Ni fra Glencore (henholdsvis 1,5 og 1 tonn/år de siste tre år), Zn og Pb fra Elkem C (henholdsvis 450-750 og ca. 200 kg/år siste tre år) og PAH fra Elkem Carbon (ca. 200 kg/år i 2014 og 2015) som kan gi slike bidrag. Elkem C er også kilde til noe under 10 kg Hg/år.

Tabell 10. Utslipp til vann fra Glencore Nikkelverk AS for perioden 2010-2015 (norskeutslipp.no). Forkortelser: organiske halogenforbindelser (CH-HAL); dioksiner er oppgitt som toksiske ekvivalenter. I.R. betyr ikke rapportert/registrert. Utslippsdataene er hentet ut 28.11.2016, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i nåværende og historiske data.

År	Utslipp til vann									
	As	Cd	Cu	Fe	Pb	Ni	Zn	CH-HAL**	SO ₄	Dioksiner
	kg/år								tonn/år	g/år
2015	114	2,50	657	1679	10,4	1214	117	I.R.	22 000	0,04
2014	113	2,40	729	1107	9,9*	1276	107	I.R.	21 000	0,04
2013	113	2,50	905	1445	10,2*	1690	132	I.R.	23 000	0,04
2012	141	2,60	1281	2083	10,9*	2095	170	I.R.	22 000	0,06
2011	164	7,10	1313	3105	30,4	1728	342	I.R.	19 200	0,09
2010	177	0,00	1003	2242	9,0	1154	396	1,70	19 000	0,10

*halvparten av deteksjonsgrensen for Pb er rapportert i perioden 2012-2014 jamfør opplysninger fra bedriften.

**rapportert som klorerte alkylbenzener (KAB). Bedriften opplyser at KAB er rapportert i årlig egenrapport til Miljødirektoratet og at bedriften har rapportert 1,7 kg KAB/år (estimert verdi) i 2011, 2012 og 2013. Dette kommer ikke fram på www.norskeutslipp.no.

Tabell 11. Utslipp til luft fra Elkem Carbon AS for perioden 2010-2015 (norskeutslipp.no). Forkortelser: PAH-16 NS er 16 PAHer etter Norsk standard; karbondioksid fossilt (CO₂(F)); klimagasser (CO₂-ekv), partikulært utslipp til luft fra industri (INSTOV). Utslippsdataene er hentet ut 28.11.2016, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i nåværende og historiske data.

År	Utslipp til luft													
	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH-16 NS	CO ₂	CO ₂ (F)	CO ₂ -ekv	INSTOV	NO _x	SO ₂
	kg/år							1000 tonn/år			tonn/år			
2015	443	1,0	207	9,5	75	240	756	194	15,8	15,8	15,9	1,6	13,4	873
2014	95	1,2	72	8,0	382	196	574	197	15,5	15,5	15,6	2,1	12,3	665
2013	169	0,9	30	9,8	31	186	452	144	14,1	14,1	14,2	2,3	11,0	671
2012	105	1,0	103	10,2	179	160	978	311	13,6	13,6	13,7	2,0	10,5	469
2011	414	1,3	81	6,1	2081	107	459	394	14,8	14,8	14,9	3,2	11,6	432
2010	428	1,6	117	5,3	278	138	497	257	14,4	14,4	14,5	3,0	11,2	480

Tabell 12. Utslipp til luft fra Elkem Solar AS for perioden 2010-2015 (norskeutslipp.no). Forkortelser: PAH-16 NS er 16 PAHer etter Norsk standard; karbondioksid fossilt (CO₂(F)); klimagasser (CO₂-ekv), partikulært utslipp til luft fra industri (INSTOV). Dioksiner er oppgitt som toksiske ekvivalenter. Utslippsdataene er hentet ut 28.11.2016, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i nåværende og historiske data.

År	Utslipp til luft														
	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Mo	Ni	Zn	PAH-16 NS	CO ₂	CO ₂ (F)	CO ₂ -ekv	SO ₂	INS-TOV	Dioksiner*
	kg/år									1000 tonn/år			tonn/år		g/år
2015	4,1	0,13	3,1	0,07	0,19	0,38	1,72	16,1	18	56,0	44,0	44,2	109	6,3	I.R.
2014	2,1	0,02	1,4	0,04	0,38	0,45	1,27	4,8	17	53,5	41,5	41,7	107	5,6	I.R.
2013	1,5	0,02	0,9	0,02	0,25	0,40	0,75	3,1	11	36,10	26,1	26,2	77	12,7	I.R.
2012	1,5	0,03	0,9	0,02	0,19	0,30	0,54	2,0	7	24,0	18,0	18,1	52	2,7	0,00
2011	3,6	0,03	2,4	0,05	0,49	0,75	1,30	4,3	16	54,0	41,0	41,2	127	6,6	0,02
2010	0,2	0,01	1,8	0,33	0,30	0,01	3,61	0,2	24	54,0	40,0	41,5	125	7,7	0,03

Tabell 13. Utslipp til luft fra Glencore Nikkelverk AS for perioden 2010-2015 (norskeutslipp.no). Forkortelser: andre uorganiske forbindelser (AUORG), klogass (Cl₂), organisk løsemidler (CH-LØS), karbondioksid fossilt (CO₂(F)); klimagasser (CO₂-ekv), partikulært utslipp til luft fra industri (INSTOV). I. R. betyr ikke rapportert. Utslippsdataene er hentet ut 28.11.2016, men nye metoder for å beregne utslippsdata kan føre til endringer i nåværende og historiske data.

År	Utslipp til luft													
	NH ₃	AUORG	Cl ₂	NO _x	CH-LØS	INSTOV	HCl	SO ₂	SO ₃	CO ₂	CO ₂ (F)	CO ₂ -ekv	Cu	Ni
	tonn/år							1000 tonn/år					kg/år	
2015	1,27	0,00	2,33	12,9	33,5	1,38	0,20	27	1,30	16,2	16,2	16,2	1542	1149
2014	0,38	0,00	2,15	12,9	37,3	0,82	0,15	42	2,26	16,9	16,9	16,9	1445	912
2013	0,29	0,00	5,90	12,9	27,7	0,93	0,43	59	2,90	15,7	15,7	15,7	1658	1184
2012	0,83	0,00	4,16	17,2	33,6	1,69	1,18	40	2,89	17,6	17,6	17,6	2849	1634
2011	0,33	0,00	1,08	10,9	36,4	1,37	1,09	18	1,90	15,0	15,0	15,0	2854	1470
2010	1,27	0,00	2,31	11,8	43,2	1,58	1,20	179	4,80	14,0	14,0	14,0	1092	879

4.1.3 Vedfyring

En kilde som kan ha stor betydning for partikler og miljøgifter i luft er privat oppvarming vinterstid. Forbrenning av ved og olje, som er de vanligst brukte karbonbaserte energikildene i husholdninger i Norge (ikke kull), er ufullstendig. Dette gjelder i særlig grad eldre ovner, mens moderne ovner i langt større grad har gode brennegenskaper. Slik forbrenning medfører utslipp av partikler (sot), S- og N-forbindelser, samt

CO (karbonmonoksid). Oversikter i Favez et al. (2010) viser at vedfyring bidrar betydelig (20-40%) til finpartikkelkonsentrasjonen i byluft i en rekke byer i Europa. Sturm et al. (2007) har beregnet utslipp for fyringsovner i husholdninger (**Tabell 14**).

Tabell 14. Utslipp fra vedovner (fra Sturm et al. 2007).

Stoff	Utslipp, kg/år
Partikler (PM ₁₀)	2,50
SO ₂	2,43
NO _x	2,11
CO	70,1

Beregninger utført i Norge (ref. i Finstad et al. 2004) viser at tradisjonelle lukkede ildsteder har utslipp av PM₁₀-partikler på 40 g/kg tørr ved. Brukes det 180 kg ved/ovn per år, slik tall i Finstad et al. (2004) gir, blir midlere utslipp 7 kg/år fra slike ildsteder.

Luftsonekartet for Kristiansand (Randall 2016) viser at det undersøkte området i Kvadraturen, det nordre kvadratet, har en forholdsvis stor andel av partikler (PM₁₀) som stammer fra vedfyring. Vedfyring bidrar maksimalt med 25 % av PM₁₀ i sentrumsområdet.

Med ufullstendig forbrenning og finpartikler fra vedfyring følger også partikkelbundet PAH. Godec et al. (2016) brukte såkalte diagnostiske PAH-forhold (mer om dette i avsnitt 4.2.) til å identifisere kilder til PAH i finpartikler (PM₁₀) i luft. Forbrenning av kull og ved bidro mer enn andre kilder til partikkelbundet PAH vinterstid i deres "rural-industrial (RI)" – område i Kroatia. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren var 5 ng/m³ vinterstid og summen av de 10 tyngste (4-6 rings) PAHene i PAH₁₆EPA var 48 ng/m³.

Szabó et al. (2015) målte PM₁₀-konsentrasjoner i Győr (Ungarn) i perioden 2008-2012 i området 7,9 til 119 µg/m³ og PAH-konsentrasjoner på 0,29 til 88 ng/m³ gjennom året, med de høyeste konsentrasjonene i november-februar pga. fyring for oppvarming. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren var maksimalt 8 ng/m³ og viste det samme sesongmønsteret. Tungmetallkonsentrasjonen (Pb, Ni, As, Cd) viste derimot ikke en slik sesongvariasjon.

En rekke andre kilder viser også at vedfyring bidrar til partikkelbundet PAH, men få slike undersøkelser foreligger for norske forhold. Jensen et al. (2007) undersøkte PAH i de to øverste cm i skogsjord i et transekt gjennom Oslo. Deres prøver fra området nord for byen manglet i stor grad 2-3 rings PAHer og var dominert av tyngre 4-5 rings PAHer. Et pyrogent opphav var derfor mest sannsynlig, og vedfyring var viktigste kilde til PAH i områdene nord for Oslo.

Beregninger utført av US EPA (det amerikanske miljødirektoratet) viser at vedovner i USA har et utslipp av PAH₁₆EPA på 0,26 kg/tonn forbrent ved (US EPA 1998). Beregninger utført av Finstad et al. (2004) viser at 75.000 husstander i Oslo brukte 13.500 tonn ved i 2001/2002. Det gir middelforbruket på 180 kg/husstand per år som anført over.

Tar vi utgangspunkt i at 500 ovner i Kvadraturen har utslipp tilsvarende det i USA og at forbruket av ved er 180 kg/år per ovn slik som i Oslo, blir utslippet 20-25 kg/år. Med 5000 ovner i Kristiansand, kan befolkningen ha et bidrag av PAH₁₆EPA på 200-250 kg/år. Det er i samme størrelsesorden som utslippet fra Elkem Carbon (200 kg/år), men for Elkem Carbon er PAH-utslippet beregnet etter sammensetningen av PAH₁₆ i norsk standard. Mer om dette i avsnitt 4.2.

4.1.4 Veitrafikk

Luftsonekartet for Kristiansand (Randall 2016) viser at veitrafikk, sammen med vedfyring, er viktigste kilde til partikler (PM₁₀) i bylufta i Kristiansand. Sommerstid er veitrafikk største kilde.

Avrenningen av miljøgifter fra veitrafikk er i en viss grad avhengig av trafikkmengden (Meland et al. 2016). Trafikkmengden kan måles som et årsmiddel for hvor mange biler, lastebiler og busser som passerer i døgnet (ÅDT, årsdøgnetrafikken), men belastningen er også avhengig av sammensetningen av disse transportmidlene. I Kristiansand er ÅDT beregnet for gater og gjennomfartsveier, blant annet de tre som inngår i foreliggende undersøkelse, slik at målte konsentrasjoner kan sammenliknes med tilsvarende fra Meland og medarbeidere. Mer om dette i avsnitt 4.2.

De viktigste kildene til partikler fra vei er eksos, spesielt partikler fra dieselforbrenning, og slitasje av bremsklosser (Westerlund, 2001), asfalt og dekk. Johansson et al. (2009) viste at 90 % av Cu fra veitrafikk skyldes slitasje av bremsklosser, mens Ni og Pb hovedsakelig kommer fra drivstoffet. I Norge er imidlertid øvre grense for Pb i drivstoff satt til 5 mg/L (Miljøverndepartementet 2000), og det kan tenkes at slitasje av bremsklosser (se under) er viktigste Pb-kilde i dag.

Westerlund beregnet utslippet av metaller fra bremskloss-slitasje i Stockholm, og fant at denne slitassen først og fremst bidrar med Cu, deretter Zn og Pb, i mindre grad med Ni og Cr og svært lite med Cd, se **Tabell 15**. Mens blyforurensningen har avtatt pga. utfasing av bly i bensin fra 1996, kan forholdsvis høy andel bly fra bremsklosser opprettholde et visst nivå i utslipp til luft og i avrenning til vann.

Tabell 15. Utslipp av metaller fra bremskloss-slitasje i Stockholm (kg/år), beregnet ved å multiplisere mengden bremsklosser som er brukt per år med metallinnholdet. Bilparken ble splittet i nye og gamle biler. Mengden kadmium ble estimert etter forholdet mellom Cd og Zn i bremsklosser. (fra Westerlund, 2001).

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
New	0.19	2.1	1,971	2.1	220	386
Old	0.23	3.0	1,760	4.4	329	385
Sum	0.42*	5.1	3,731	6.5	549	771

Asfalt kunne tidligere inneholde betydelige mengder PAH (KFA 2010). Før 1965 ble det benyttet et bindemiddel (bitumen) i asfalt som var basert på steinkulltjære. Mens PAH-innholdet i bitumen i dag er 30-40 mg/kg, kunne det i steinkulltjæren være 150 000 mg/kg. Med en innblanding på 5-6 % bitumen, har dagens asfalt et PAH-innhold nær normen for ren jord (KFA 2010). Asfalt som hovedsakelig er basert på tjære som bindemiddel kan ha opp mot 9000 mg/kg i PAH-innhold, dvs. godt over grensen for farlig avfall (1000 mg/kg). NGU foretok i samarbeid med Vegdirektoratet en undersøkelse av asfaltkjerner fra bl.a. Kristiansand i 2006. Det ble påvist relativt høye PAH-konsentrasjoner (ca. 500 mg PAH₁₆EPA/kg) i enkeltprøver, noe som kan gi et bidrag i overvann ved normal vegslitasje og reasfaltering (Jartun og Jørgensen, 2006).

Denby et al. (2013) påpeker at også andre partikkelkilder fra veitrafikk enn eksos og normal slitasje av bremsklosser og dekk er viktige for PM₁₀-konsentrasjonen i nordiske land. Det er særlig bruken av piggdekk, salting og strøing med sand vinterstid som kan gi økte konsentrasjoner. Bruk av piggdekk vil også kunne øke tungmetall- og PAH-konsentrasjonen pga. økt asfaltslitasje.

Undersøkelser av PAH i drivstoff viser en nærmest total dominans av den flyktige 2-rings PAH-forbindelsen naftalen i bensin, men en noe mer variabel andel av naftalen i diesel (Marr et al. 1999). Tyngre PAHer er det lite av i drivstoffet. PAH i forbrent drivstoff har derimot en helt annen profil, med en klart økt andel av 4-6 rings PAHer, blant annet benzo(a)pyren. Chen et al. (2013) fant at PAHer med de høyeste utslippsfaktorene (mengde/bil per kjørt km) for både diesel- og bensinbiler var benzo[ghi]perylene, benzo[k]fluoranthren, indeno[1,2,3-cd]pyren, benz[a]anthracen og benzo[a]pyren. Summen av disse utgjorde henholdsvis 69 og 67 % av partikulært PAH fra disse kjøretøyene.

Mens bidraget til utslipp fra eksos blir redusert over tid pga. dieselpartikkelfiltere, redusert drivstoff-forbruk og overgang til el-biler, vil slitassen av bremsklosser, asfalt og dekk variere med trafikkmengden.

4.1.5 Utslipp fra båthavner

Båthavner for større rutegående fartøyer, cruiseskip og supplybåter med landligge, småbåthavner og andre fortøyningsområder for fritidsbåter og vinteroppstillingsplasser er potensielle kilder for miljøgiftpåvirkning. I Kristiansand er mye av denne aktiviteten knyttet til Vestre havn, men det som er omtalt som Kristiansand Havn er fordelt på 15 havneområder. Kristiansand Havn er en av Norges største havner, og har viktige funksjoner for industri, befolkning og turister. En analyse utarbeidet av GEMBA Seafood Consulting A/S (2014) for Kristiansand Havn KF viser at det fraktes 0,7 millioner tonn gods og 1,3 millioner passasjerer over havnen årlig. Over 40.000 containere håndteres, og i 2012 var det 51 cruiseanløp.

Relevant for Østre havn er den direkte påvirkningen fra småbåthavnen i området og tilførsler via luft og andre vannforekomster. Som også beskrevet seinere er Odderøya en barriere mot spredning av miljøgifter fra Vestre havn, mens det åpne sjøpartiet utenfor sørger for god fortykning.

Utslipp fra dieselforbrenning er først og fremst CO₂, NO_x og partikler, men svovel, PAH, jern og andre tungmetaller følger også med. Tungmetallene er knyttet til dieselpartikler og konsentrasjonen utgjør typisk 0,1-1 % av partikkelvekten (Sharma et al. 2005), med jern som dominerende metall, fulgt av sink, krom, nikkel, bly og barium. Kadmium finnes i svært liten grad og kan være vanskelig å påvise. Konsentrasjonen i utslipp er godt korrelert med konsentrasjonen i dieselproduktet (op. cit.). Med kunnskap om drivstofforbruk, kan dermed utslippsmengdene beregnes. Vi har imidlertid ikke hentet inn slike data i dette prosjektet.

Elektrifisering (landstrøm) har vært diskutert for å redusere utslippene til luft, men så lenge forbrenning av fossile karbonkilder i form av diesel dominerer, vil det kunne være betydelige bidrag fra slike kilder.

Luftsonekartene viser at partikkelbidraget til nordøstre deler av Kvadraturen og til Østre havn er lite. Det er bare nærområdet til Vestre havn som er betydelig påvirket av havneområdet (Randall 2016).

4.1.6 Utslipp av kloakk, Odderøya renseanlegg

Indre del av Østre havn har periodevis mindre god tilstand med hensyn på bakterier og oksygenforhold, og i følge Vann-nett er det middels påvirkningsgrad fra kommunale renseanlegg til vannforekomst Østergapet-indre. I og med at byens største kommunale renseanlegg har sitt utslipp i nabovannforekomsten Kristiansandsfjorden-indre, og helt på grensen til Østergapet-indre, tar vi med denne kilden. Vi har også brukt metalldata fra råvannet til Odderøya RA til å sette opp en metallprofil for urensset kloakk, og deretter sammenliknet denne profilen med metallprofilen på de tre gatepunktene i foreliggende undersøkelse, se avsnitt 4.2.

Odderøya renseanlegg tar i mot avløp fra 70.000 pe i Kristiansand og Vennesla, og har sitt utslipp til ca. 40 meters dyp utenfor Odderøya fyr (**Figur 9**). Utslipppet innlagres dypere enn 20 m (Kroglund og Oug 2011). Utslippsdata for tungmetaller, PAH, total P og organisk stoff i perioden 2011-2016 er vist i Tabell 16. Om en sammenlikner med industriutslippene til vann, er utslippet av alle metaller med unntak av Pb og Zn forholdsvis lite.

Tabell 16. Utslipp til vann fra Odderøya renseanlegg for perioden 2011-2016 (data fra Kristiansand kommune).

	BOF	KOF tonn/år	Total P	As	Cd	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	PAH
				kg/år							
2016	629	1207	2,24	8,41	0,20	21	2,09	1,57	36	126	1,32
2015	523	930	2,60	6,82	0,47	30	4,80	1,60	49	200	1,16
2014	513	990	2,27	3,37	0,24	27	2,36	3,04	49	213	0,70
2013	538	1076	3,17	9,02	0,47	33	1,01	3,24	38	221	1,28
2012	659	1503	3,80	8,63	0,56	63	7,59	4,64	50	276	2,52
2011	482	931	2,47	6,40	0,19	66	1,25	0,22	44	275	1,80

4.1.7 Utslipp via Otraledningen

Otraledningen er en avskjærende industriavløpsledning som fører 200-300 L/s med prosessvann til et dykket utslipp på ca 40 m dyp i Østre havn (**Figur 9**). Avløpet fra treforedlingsindustri i Vennesla (8-35 L/s fra Huntonit AS og inntil 2011 fra Hunsfos Fabrikker AS) og avløpsvann fra Støleheia avfallsplass (opp mot 50 L/s) er koplet på. I følge årsrapport for 2014 fra det interkommunale selskapet Avfall Sør ble det sluppet på 410.000 m³ (13 L/s) rensset avløpsvann fra Støleheia i 2014. Rensingen på Støleheia foregår i luftet lagune og deretter i sedimentasjonsanlegg.

Rensing av ledningen foregår ved såkalt pluggkjøring. Fram til 2012 var det ikke meldt om gjennomslag av avløpsvann til sjøresipienten (Oug og Håvardstun 2012).

4.1.8 Skjulte kilder under dagens bybilde

Kvadraturen i Kristiansand er bygd på diverse stedegne, men også tilførte masser. Byjorda/kulturlaget i sentrale deler av byen vil også være påvirket av byens historie med bybranner, nedlagte industrivirksomheter og verksteder, rehabilitering og trafikkutvikling. Overvann som siger ned under faste flater eller gjennom permeable masser kan løse ut og føre miljøgifter fra disse kildene ut i sjøen (Ottesen og Volden 1999; Jartun m.fl. 2002).

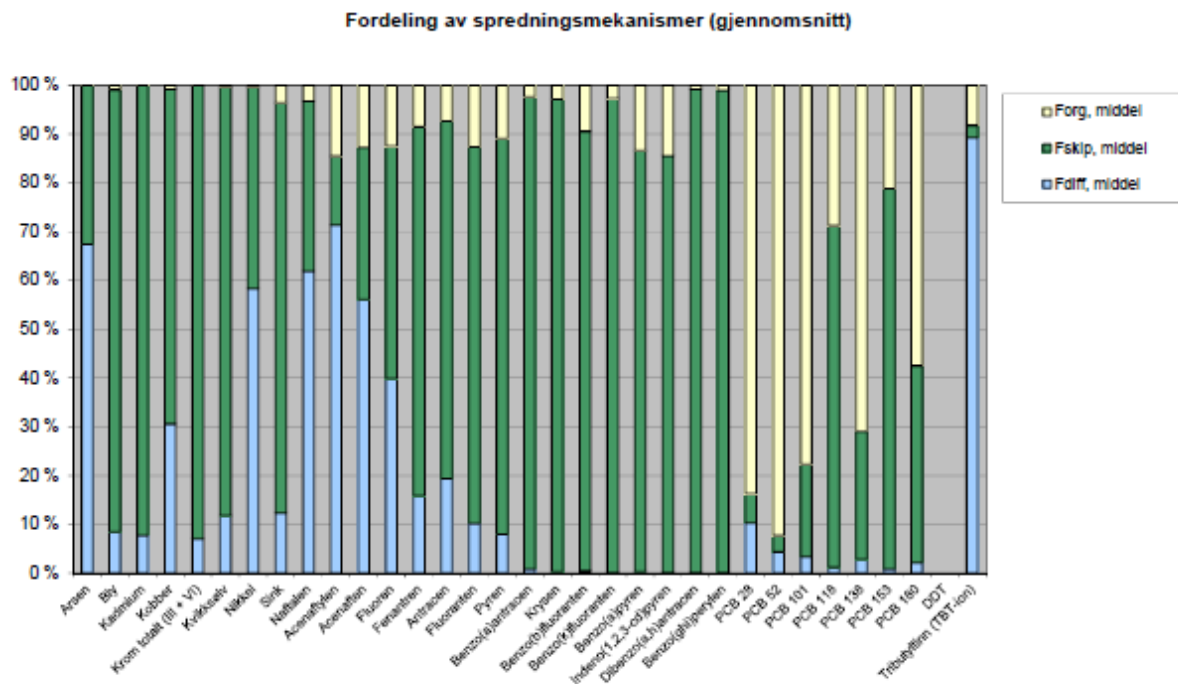
Den øverste meteren av byjord er gravd i og snudd på flere ganger gjennom historien. Kvaliteten på disse massene er delvis kjent (Jartun m.fl., 2002; Kongsvik, 2012; Oug og Håvardstun, 2012), men utlekkingen av metaller og andre miljøgifter er ikke målt eller beregnet. Søppelfyllinger og eldre tiders industri, slik som trelasthandel og det kullbaserte gasskraftverket på Tangen, kan også være betydelige kilder til metaller og PAH. Kullet i kullbaserte gasskraftverk kan inneholde sulfidmineraler, slik som blyglans og sinkblende, og dermed også arsen, kadmiom, bly og kvikksølv, mens ufullstendig forbrenning av kullet kan være en betydelig kilde til sot og partikkelbundet PAH (Ottesen og Volden, 1999). Sulfider vil også inneholde kopper, nikkel, sink og kobolt, jfr utlippene fra Glencore (Cu, Ni) og avrenningen fra sulfidsteindeponier langs E18 Grimstad-Kristiansand (Hindar og Nordstrom 2015).

4.1.9 Rekontaminering fra gamle forurensninger

Forurensninger som er tilført fjorden før effektive tiltak/nye industriprosesser reduserte tilførslene er lagret i sjøsedimentene og er dermed en potensiell kilde til utlekking til vannmassene og miljøgiftspredning. Denne rekontamineringen skjer ved at miljøgiftene diffunderer fra sediment til vannfase, tas opp i næringskjeden og/eller virvles opp av skipspropeller (Næs et al. 2014). En risikovurdering for Elkembukta og Fiskåbukta viste at metaller spres ved diffusjon og propellersosjon, mens spredningen av tyngre PAH'er inklusive de prioriterte i vannforskriften spres ved propellersosjon (**Figur 10**). Propellersosjon i havneområder er begrenset til områder som er grunnere enn 20 meter, men med om lag 100 skipsanløp per år av store skip (71-284 m lengde), slik som ved Elkems kai (Næs et al., 2014), blir de mest forurensede sedimentene utsatt for store ytre påvirkninger.



Figur 9. Oversiktskart (øverst) med dybdeforhold, utslippssteder fra kommunale rensanlegg og for Otraledningen (fra Kroglund og Oug 2011). Utslippspunkter for avløpsvann fra Odderøya rensanlegg og Bredalsholmen rensanlegg er markert med sorte piler i venstre del av kartet. Korsvikfjorden rensanlegg (høyre del) er nedlagt. Utslippspunktet for Otraledningen er markert med pil i øvre del. I det nederste kartet vises denne avskjærende industriavløpsledningen i mer detalj, se også tekst.



Figur 10. Fordeling av spredningsmekanismer for miljøgifter i Elkembukta (område 1). Gul farge viser betydningen av diffusjon, mens grønn og blå er betydningen av hhv. propellerosjon og opptak i næringskjeden. (fra Næs et al., 2014).

Hvis dagens tilførsler er akseptable kan likevel denne utlekkingen være problematisk. Samtidig vil utlekkingen kunne forbedre tilstanden på sikt, men kvantifisering av netto utlekking er krevende på grunn av tilførslene og rekontamineringen. Tiltak kan være overdekking med egnede masser for å redusere sedimentkontakten med vannfasen (reduisert diffusjon) og for å hindre propellerosjon. Forurenset slam kan også suges opp og transporteres til egnet deponi.

4.2 Kildekarakteristikk

Vi har karakterisert avrenningen i målepunktene og de ulike kildene med hensyn på mengder, konsentrasjoner, metallprofil og PAH-profil. Noen karakteriserende forholdstall er også beregnet for å gi kildene et enda tydeligere «fingeravtrykk». For metaller har vi brukt forholdstallene Cu/Zn, Ni/Zn, Ni/Cu og As/Cr, samt Pb/Zn for enkelte kilder. Utvalget er basert på utslippstall fra de kildene som allerede er omtalt. For PAH har vi sett på fordelingen av lette (2-3 rings PAH'er) og tyngre (4-6 rings PAH'er) og forholdstall mellom enkelt-PAH'er med samme molekylvekt. Her finnes det flere arbeider som har identifisert kilder basert på slike forholdstall.

Det er mulig å gå videre med forskjellige statistiske metoder basert på målte data og andre data fra dette prosjektet. Det kan også være nødvendig for å kvantifisere bidragene nærmere. Men målte PAH-konsentrasjoner i overvannet er forholdsvis nær kvantifiseringsgrensene for den metoden som er brukt, noe som begrenser denne muligheten.

4.2.1 Tungmetaller

Vi starter med målingene i dette prosjektet. En ranking basert på målte konsentrasjoner i Baneheia og overvann fra de tre bygatene er vist i **Tabell 17**. Her er Zn og deretter Cu klart høyest i bygatene, mens Zn, Cu, Ni og også Pb er klart høyest i Baneheia.

Tabell 17. Ranking av og forholdstall for arsen og tungmetaller i foreliggende måleprogram.

	Middelkonsentrasjoner, µg/L			
	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod
Sink, Zn	17	106	139	138
Nikkel, Ni	12	4	4	3
Kobber, Cu	10	20	50	28
Bly, Pb	4	6	16	4
Krom, Cr	0,58	1,21	2,08	2,30
Arsen, As	0,61	0,65	1,38	1,01
Kadmium, Cd	0,116	0,096	0,119	0,039
Kvikksølv, Hg	0,005	0,005	0,007	0,005

	Cu/Zn	Ni/Zn	Pb/Zn	Ni/Cu	As/Cr
Baneheia	0,56	0,71	0,25	1,28	1,05
Tordenskjold	0,19	0,04	0,06	0,21	0,53
Gyldenløve	0,36	0,03	0,11	0,08	0,66
Tollbod	0,20	0,02	0,03	0,12	0,44

Forholdstallene viser at det er mer Cu og Ni i forhold til Zn i avrenningen fra Baneheia enn i målepunktene i bygatene. Det er interessant å legge merke til at konsentrasjonen av Ni er klart lavere i bygatene enn i Baneheia, mens Cu er klart høyere; forholdet Ni/Cu i Baneheia er 1,28 og 0,1-0,2 i bygatene. Det er også forholdsvis mye Pb i avrenningen fra Baneheia, både i form av konsentrasjoner og i forhold til Zn. Forholdet As/Cr er også høyest i Baneheia, og det ser ut til å ha sammenheng med at konsentrasjonen av Cr er høyere i bygatene.

Vi har sammenliknet våre målte konsentrasjoner med nedbørdata fra NILUs målestasjon på Birkenes. I nedbør er Zn klart høyest, deretter Cu og Pb og så Ni (**Tabell 18**). Mens det vi kan kalle bakgrunnskonsentrasjoner i nedbør bidrar med forholdsvis mye Zn (25 %) i Baneheia, er bidraget med Ni og Cu svært lite (2-9 %). En direkte sammenlikning med nedbør tar ikke hensyn til tørravsetninger og at metaller i nedbør kan bindes i jorda, og det egentlige bidraget til målte konsentrasjoner i avrenningen kan være enda mindre.

Tabell 18. Rangering av middelkonsentrasjoner (2010-2014) for arsen og tungmetaller i NILUs nedbørdata fra Birkenes (venstre del) og forholdet mellom middelkonsentrasjonene i nedbør og i målepunktene (høyre del).

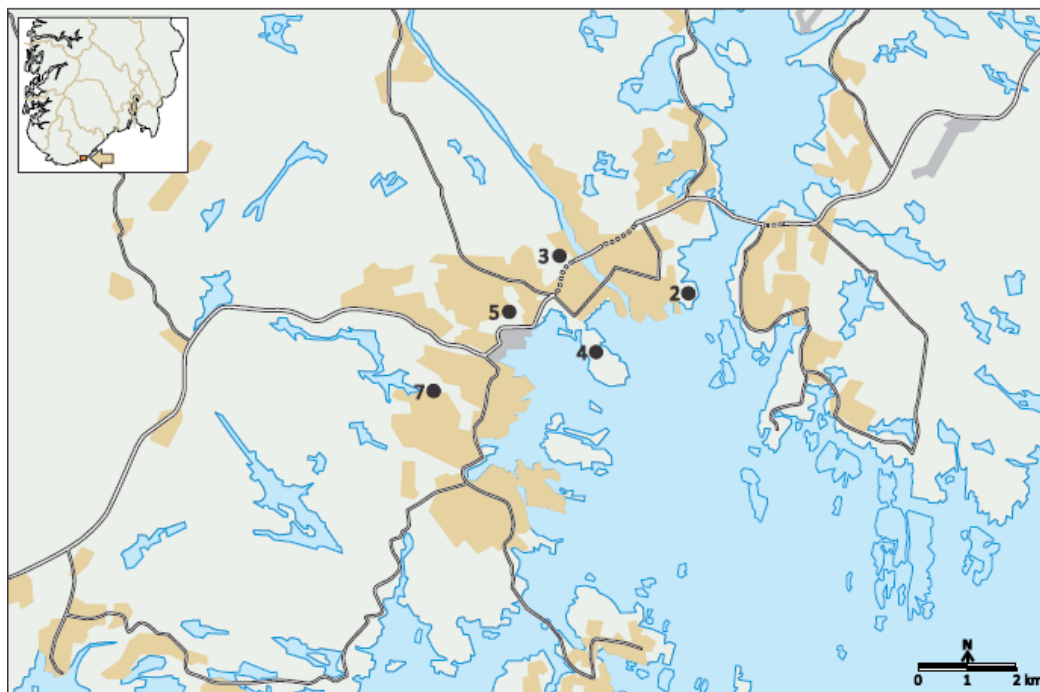
Nedbør, 2010-14		Nedbør/Overvann				
	µg/L	Baneheia	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod	
Zn	4,36	Zn	0,25	0,04	0,03	0,03
Cu	0,89	Cu	0,09	0,04	0,02	0,03
Pb	0,78	Pb	0,18	0,12	0,05	0,18
Ni	0,19	Ni	0,02	0,04	0,05	0,06
As	0,101	As	0,17	0,16	0,07	0,10
Cr	0,095	Cr	0,17	0,08	0,05	0,04
Cd	0,024	Cd	0,21	0,25	0,20	0,61
Hg	0,006	Hg	1,19	1,19	0,85	1,19

Sammenlikningen viser også at bakgrunnskonsentrasjoner i nedbør er lave i forhold til det som måles i bygatene og at det derfor er lokale kilder til tungmetaller i bygatene. Konsentrasjoner og profiler tilsier at disse kan være andre enn i Baneheia. For Hg er det om lag samme konsentrasjoner i nedbør som i avrenningen på alle fire målepunkter.

Konsentrasjoner og metallprofil i Baneheia, sammenholdt med data for nedbør peker på lokale utslippskilder til luft som viktige bidragyttere til avrenningen i dette ubebygde området. Utslipp til luft i form av gass, aerosoler og partikler påvirker omgivelsene via nedfall med nedbør, men også i form av tørravsetninger, spesielt i skog. Miljødirektoratets pågående program for undersøkelser av miljøgifter i moser tar blant annet sikte på å dokumentere påvirkning i omgivelsene av industriutslipp. Vi har derfor sammenliknet våre måledata med data fra moseprogrammet.

Moser er interessante i denne sammenhengen fordi næringsopptak skjer fra luft og nedbør og ikke via et rotsystem. Konsentrasjoner av miljøgifter i moser reflekterer derfor dagens påvirkning. Etasjemose (*Hylocomium splendens*), som er brukt i disse undersøkelsene (men ikke i Kristiansand) har en stor overflate i bladverket slik at også aerosoler og partikler kan fanges opp. Metallkonsentrasjoner i moser i Kristiansand er målt i de siste 3 års tilvekst i moser med liknende voksemønster som etasjemose, og gjenspeiler denne periodens påvirkning (Steinnes, pers. medd.).

Undersøkelser er gjennomført hvert femte år fra 2000. I 2010 deltok 16 industribedrifter på 13 forskjellige steder i landet, blant annet Glencore nikkilverk i Kristiansand (Steinnes et al. 2011). I Kristiansand er fem stasjoner (**Figur 11**) undersøkt i 2005, 2010 og 2015, og vi har sett på data fra 2010 (**Tabell 19**). Det er interessant at Cu og Ni stedvis overstiger Zn i konsentrasjoner og at Cu alle steder er høyere enn Ni. Denne profilen er i tråd med utslippsdata til luft fra Glencore. Kopper og Ni er klart høyest på stasjon 5 og 7 rett nord for og sør-vest for Glencore. Konsentrasjonene av Cu og Ni i Baneheia (stasjon 3) er imidlertid også betydelige, noe som gjenspeiles i avrenningen fra Baneheia i foreliggende prosjekt.



Figur 11. Prøvetakingsstasjoner for metaller i moser i Kristiansandsområdet. Stasjon 3 er i Baneheia, tett ved prøvetakingsstasjonen i foreliggende undersøkelse. (Fra Steinnes et al. 2011).

Forholdstallene mellom tungmetaller i mose på stasjon 3 viser at Ni/Cu er 0,5 mot nær 1 i avrenningen. Dette skyldes trolig at Cu er mindre mobilt i jord enn Ni og i større grad holdes tilbake i terrenget. Forholdet Pb/Zn er 0,27 i mose og 0,30-0,32 i avrenningen. Vi ville forvente at dette forholdstallet ble redusert i avrenningen fordi Pb er sterkt partikkelbundet og gjerne holdes tilbake i jorda. Det kan imidlertid også tenkes at Pb er knyttet til det løste organiske stoffet i avrenningsvannet. Forholdsvis mye Pb i både avrenning og moser og svært lite i bakgrunnsnedbør peker på lokale kilder til Pb.

Tabell 19. Tungmetallkonsentrasjoner i mose på fem stasjoner i Kristiansand (se **Figur 11**) i 2010. Metallene er ranket etter konsentrasjonen i Kr.S-3 (stasjon 3) 2010 (data fra Steinnes et al. 2011). Under har vi beregnet forholdstall.

Metall	KR.S-2 mg/kg	KR.S-3 mg/kg	KR.S-4 mg/kg	KR.S-5 mg/kg	KR.S-7 mg/kg
Zn	47	59	58	88	66
Cu	22	57	79	127	127
Ni	15	28	67	71	87
Pb	8,9	16,3	6,5	5,5	20,5
Cr	1,67	2,06	2,29	1,47	2,74
Cd	0,32	0,44	0,22	0,31	0,23
Hg	0,071	0,068	0,054	0,05	0,073

	Cu/Zn	Ni/Zn	Ni/Cu
Moser (2010; st. 3)	0,96	0,48	0,50

Glencore nikkilverk antas å være viktigste bidragsyter til Cu og Ni i Baneheia pga. de høye utslippene av disse to metallene. Forholdet Ni/Cu i utslippet (0,6; **Tabell 20**) er også forholdsvis likt Ni/Cu i moser (0,5; **Tabell 19**), men noe lavere enn i avrenningen (0,9-1,2; **Tabell 17**). Som vi har vært inne på allerede, er det grunn til å tro at skogen i Baneheia kan gi en oppfangning av partikler og resultere i høyere konsentrasjon og større transport av metaller. Det er også sannsynlig at Cu holdes mer tilbake i jordsmonnet enn Ni og at Ni/Cu i avrenningen derfor er høyere enn i utslipp og i moser.

Glencore rapporterer kun utslipp av Cu og Ni til luft til norskeutslipp.no, og vi henvendte oss derfor til bedriften for eventuelt å få data som gir en bredere metallprofil. Data for konsentrasjoner i luft målt rett øst for bedriften i perioden 2011-2015 viser at Ni/Cu er høyere (0,82) enn i utslippet og at konsentrasjonen av Zn er forholdsvis lav, med Cu/Zn og Ni/Zn på over 3 (**Tabell 20**). I avrenningen fra Baneheia er det derimot mer Zn enn Cu og Ni, og det er sannsynligvis andre kilder til Zn enn Glencore.

Konsentrasjonene av Pb i Glencores målinger er langt lavere sammenliknet med Cu (0,05) og Ni (0,06) enn de er i moser (henholdsvis 0,29 og 0,58) og i avrenningen (henholdsvis 0,4 og 0,3) i Baneheia. Elkem Carbon er viktig utslippskilde for både Zn og Pb til luft, og det er sannsynlig at forholdsvis høye konsentrasjoner kan skyldes utslipp herfra.

Måleresultatene i bygatene kan sammenliknes med middelkonsentrasjoner beregnet etter samme målestrategi for veier med tilsvarende årsgjennomsnitt (ÅDT) som i Tordenskjoldsgate, Gyldenløvesgate og Tollbodgata. Her er ÅDT henholdsvis 4000, 2000 og 2500 i følge data fra Kristiansand kommune. Karakteristiske middelkonsentrasjoner for veier med ulik belastning er oppsummert av Meland et al. (2016), og vi har beregnet forholdstall basert på dem, se **Tabell 21**.

Tabell 20. Forholdet mellom tungmetaller i utslippet til luft fra Glencore (øverst; data for Zn rapporteres ikke) og i målinger i luft på østsiden av bedriften (nederst).

	Cu/Zn	Ni/Zn	Ni/Cu
Glencore-2011			0,52
Glencore-2012			0,57
Glencore-2013			0,71
Glencore-2014			0,63
Glencore-2015			0,75
Middel			0,61
Glencore; øst i luft (2008/12-2015)	3,83	3,15	0,82

	ng/m ³	Periode
Cu	36,5	fra 2008
Ni	30,0	fra 2008
Zn	9,5	fra 2012
Pb	1,64	fra 2012
As	1,46	fra 2008
Cd	0,105	fra 2008

Dominans av Zn og deretter Cu kjennetegner avrenning fra veier, uansett trafikkmengde (Tabell 21). Våre måletall er lavere enn de måletall som Meland og medarbeidere bruker, men det kan skyldes lavere ÅDT og/eller at målepunktene i ulik grad er representative for ÅDT. Men i tillegg er det klart lavere andel og konsentrasjon av Pb i våre målinger. Det kan være et uttrykk for at innholdet av bly i bensin ble faset ut allerede i 1996 i Norge.

Tabell 21. Metallkonsentrasjoner (totalt og løst) i avrenning fra veier med ulik årsgjennomsnittstrafikk, henholdsvis < 5000, 5000-15000 og > 15000. Forholdstall mellom totalkonsentrasjoner er beregnet basert på disse tallene. Konsentrasjoner er hentet fra Meland et al. (2016).

	ÅDT <5'	ÅDT 5-15'	ÅDT >15'
	Totalt, µg/L		
Zn	212	285	474
Cu	54	65	105
Ni	13	16	21
Pb	62	32	79
Cd	2,7	3,2	5
	Løst, µg/L		
	ÅDT <5'	ÅDT 5-15'	ÅDT >15'
Zn	76	68	113
Cu	20	16	26
Ni	4,7	0,9	11
Pb	-	0,9	3,9
Cd	0,7	0,2	0,6

ÅDT	Cu/Zn	Ni/Zn	Ni/Cu
Vei < 5000	0,25	0,06	0,24
Vei 5000-15000	0,23	0,06	0,25
Vei > 15000	0,22	0,04	0,20

Den metallprofilen (andel Pb) som Meland og medarbeidere har brukt kan være mindre representativ for avrenning fra norske veier i dag. Det er forholdsvis mindre Ni enn Zn i de målte konsentrasjonene enn i **Tabell 21**. Det skyldes trolig at Zn også har andre kilder enn veitrafikk, og at disse kildene har en viss betydning i Tollbodgata. Men det kan også skyldes at andelen Ni i tabellen er høyere enn det som er representativt for norske veier. Høyt Ni/Cu-forhold i **Tabell 21** (0,24 for ÅDT < 5000) og klart lavere i våre målinger i Tollbodgata (0,03-0,14) styrker denne antakelsen.

Overvannsnett i en by kan være påvirket av kloakkoverløp og lekkasjer. Vi har allerede omtalt at prøvetakingspunktet i Gyldenløvesgate er i et slikt overløp og at det består av overvannsavrenning med en ukjent andel kloakk. Vi har brukt metalldata fra ubehandlet kloakk i Odderøya renseanlegg til å sette opp en metallprofil for kloakk (**Tabell 22**), og deretter sammenliknet denne profilen med metallprofilen på de tre gatepunktene i foreliggende undersøkelse.

Med den forutsetning at Odderøya RA ikke mottar betydelige mengder metallholdig avløp som ikke er kloakk, inneholder urensset kloakk forholdsvis mye Zn og Cu. Konsentrasjonen av Cu er ca. en firedel av Zn. Deretter følger Ni, Pb, Cr og As i avtakende konsentrasjoner, mens det er minst av Hg og deretter Cd. I Gyldenløvesgate er Cu/Zn-forholdet høyere, men det er det også i Tollbodgate, der det ikke er kloakk. Gyldenløvesgate har imidlertid et As/Cr-forhold som er vesentlig høyere enn i Tollbodgate og langt nærmere tilsvarende forhold i kloakk. Vannet i Tordenskjoldsgate har også et As/Cr-forhold som er vesentlig høyere enn i Tollbodgate. Det kan derfor se ut som forskjellene i As/Cr-forholdet følger ulik grad av kloakkinnblanding i denne typen avrenning. At avrenningen fra Baneheia har enda høyere As/Cr-forhold henger trolig sammen med metallfordelingen i nedbør, se **Tabell 18**.

Tabell 22. Rangering etter konsentrasjon av arsen og tungmetaller ($\mu\text{g/L}$) i ukesblandprøver av råvannet ved Odderøya renseanlegg (øverst) og forholdstall (nederst). Seks blandprøver i 2015 og en i 2016 er inkludert. Forholdstall er beregnet.

Odderøya	2015	2015	2015	2015	2015	2015	2016
RA	februar	april	mai	august	oktober	desember	april
Zn	136	120	109	79,1	138	84,3	175
Cu	34,8	41,8	26,9	19,2	32,9	16,3	38,7
Ni	10,5	4,5	4,3	3,1	4,0	4,3	6,8
Pb	3,3	3,3	2,4	2,0	3,9	3,0	3,3
Cr	2,5	2,4	1,9	1,5	2,2	1,6	3,1
As	3,2	1,6	1,5	0,7	1,0	1,6	1,8
Hg	0,19	0,31	0,34	0,19	0,21	0,86	0,55
Cd	0,18	0,17	0,11	0,06	0,16	0,12	0,15

År	Mnd	Cu/Zn	Ni/Zn	Ni/Cu	As/Cr
2015	februar	0,22	0,039	0,18	0,60
2015	april	0,26	0,077	0,30	1,26
2015	mai	0,35	0,038	0,11	0,69
2015	august	0,25	0,039	0,16	0,81
2015	oktober	0,24	0,039	0,16	0,44
2015	desember	0,24	0,029	0,12	0,46
2016	april	0,19	0,051	0,26	0,98
	Middel	0,25	0,045	0,18	0,75

4.2.2 PAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en gruppe organiske karbonforbindelser som er bygd opp av ringstrukturer (vesentlig benzenringer). PAHer med 2-3 ringer finnes ofte løst i dampfasen til utslipp, mens de tyngre (4-6 rings PAHene) hovedsakelig er knyttet til partikler. Det er 5-6 rings PAHene, spesielt benzo(a)pyren, som er farligst med hensyn til helse og biologiske effekter pga. deres mutagene og kreftframkallende egenskaper. PAH-holdige svevepartikler har svært liten partikkelstørrelse og finnes typisk i partikkelfraksjonen under 10 µm i diameter (PM₁₀).

Med de kvantifiseringsgrensene som er brukt, kunne vi ikke påvise PAH i avrenningen fra Baneheia. Også i bygatene var konsentrasjonene nær eller under kvantifiseringsgrensen.

Vi har sammenliknet PAH-profilen i bygatene med tilsvarende for NILUs målestasjon for nedbør i Birkenes, se **Figur 12**. Profilene er forholdsvis like. På NILUs stasjon er imidlertid 3-rings PAH'en fenantren mer framtredd, det er en tendens til noe mer av de flyktige PAHene, men også her er det stor dominans av 4-6 rings PAHer (fra og med fluoranten og mot høyre i figuren). Det er klart større andel av 4-rings PAHene benzo(a)antracen og kysen/trifenylen i bygatene.

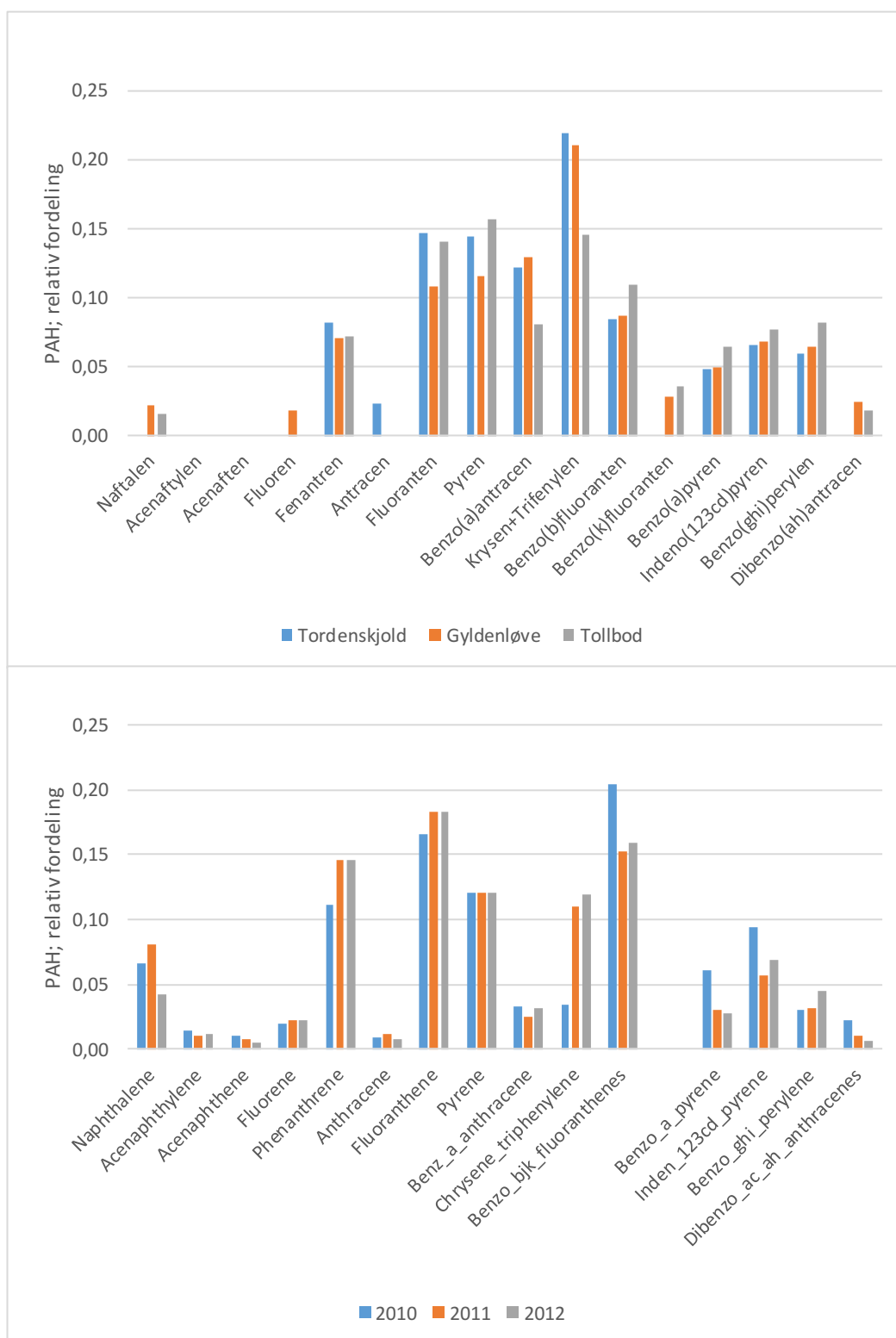
Konsentrasjonene i nedbør er forholdsvis høye. Mens middelkonsentrasjonen for årene 2010-2012 for PAH₁₆EPA i nedbør er 0,12 µg/L, er konsentrasjonene i bygatene bare 3-5 ganger høyere; 0,39-0,63 µg/L. For benzo(a)pyren (BaP) er konsentrasjonene henholdsvis 0,005 µg/L og 0,2-0,4 µg/L, dvs. 20-40 ganger høyere i bygatene. Det er også verdt å merke seg, som påpekt tidligere, at årsmiddelkonsentrasjonen av BaP i nedbør er 30 ganger høyere enn AA-EQS for vannforekomster.

Konsentrasjonen av benzo(a)pyren på Birkenes varierer sterkt over året (**Figur 13**), med høyeste konsentrasjoner i de kalde månedene november-januar, og desidert lavest i sommermånedene. Fordelingen indikerer påvirkning av vedfyring vinterstid, og med en så skarp sesongvariasjon kan det peke mot lokale kilder, men dette er ikke nærmere undersøkt.

Teixeira et al (2015) har listet typiske PAHer fra ulike kilder, se **Tabell 23**. Oversikten viser at alle pyrogene kilder, dvs. kilder der PAH kommer fra forbrenning av karbonholdig materiale, inneholder PAHer som kan være mutagene og kreftframkallende, slik som benzo(a)pyren. Dieselforbrenning, vedfyring og kullbrenning bidrar også med benzo(b+k)fluoranten. Disse 5-rings PAHene er på EUs liste over prioriterte, farlige PAHer. Gruppen «dust» (støv) i tabellen er en samlebetegnelse for andre kilder, og vil variere fra sted til sted. Kilder til slikt støv er dieselpartikler, asfaltslitasje, slitasje av bremseklosser og bildekk, oppvirvling av uforbrendte petroleumsprodukter osv. Som det framgår kan støv inneholde fire av EUs fem prioriterte PAHer, også benzo(ghi)perylene (en 6-rings PAH).

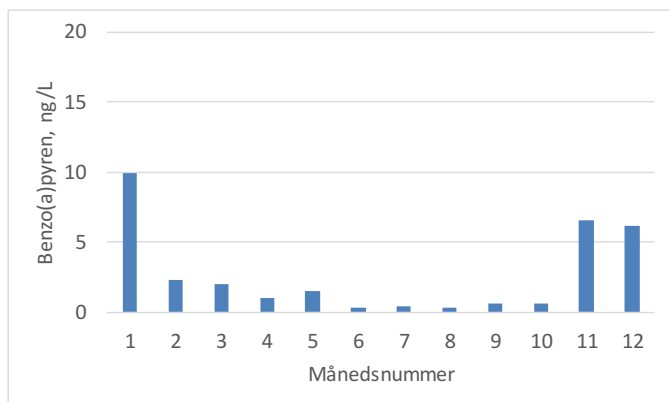
Tabell 23. Kilder til PAH (fra Teixeira et al (2015)). Det henvises til artikkelen i Science of the Total Environment for referanse til primærlitteratur.

Source emission	PAHs marker
Diesel combustion	Fluorene, phenanthrene, acenaphthylene, anthracene, pyrene, indeno[1,2,3-cd]pyrene, fluoranthene, benzo[a]pyrene, benzo[b + k]fluoranthene, benz[a]anthracene
Gasoline combustion	Pyrene, phenanthrene, fluoranthene, acenaphthylene, benzo[a]pyrene, chrysene
Dust	Benzo[b + k]fluoranthene, benz[a]anthracene, fluorene, benzo[ghi]perylene, benzo[a]pyrene, pyrene, chrysene
Wood combustion	Acenaphthylene, anthracene, phenanthrene, benzo[a]pyrene, pyrene, fluoranthene, benzo[b + k]fluoranthene
Coal combustion	Chrysene, benzo[b + k]fluoranthene, fluoranthene, pyrene, phenanthrene, benz[a]anthracene, benzo[a]pyrene

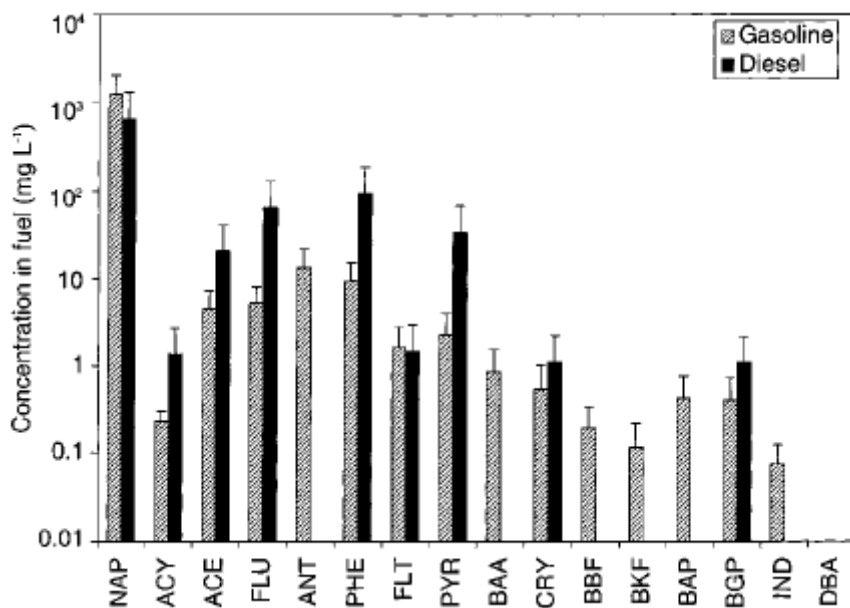


Figur 12. PAH-profiler (relativ fordeling etter vekt) basert på middelkonsentrasjoner i bygatene (øverst) og årsmiddelkonsentrasjoner i nedbør ved NILUs stasjon på Birkenes. NILUs navnsetting er brukt for deres data, og det framgår at tre benzofluoranten-isomerer (også benzo(j)fluoranten) er samlet her, mens de to b- og k-isomerene er splittet i våre målinger.

Ferske lekkasjer og søl med drivstoff vil kunne identifiseres pga. en svært stor andel flyktige PAHer, spesielt naftalen i bensin (Marr et al. 1999). Med to tierpotensers lavere konsentrasjon følger 3-4-rings PAHene fluoren og fenantren, deretter acenaften og pyren i bensin (**Figur 14**). I diesel er det en jevnere fordeling mellom disse PAHene. Tyngre PAHer finnes hovedsakelig i bensin, men konsentrasjonene er svært lave. Eldre lekkasjerester har sannsynligvis langt mindre naftalen pga. fordampning.



Figur 13. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren på NILUs målestasjon Birkenes over året (2012). Konsentrasjoner i ng/L (1 ng=0,001 µg).



Figur 14. PAH-fordeling (etter vekt) i drivstoff fra 10 prøver av diesel og 5 av bensin. Middelskonsentrasjoner (mg/L) og ± ett standardavvik er gitt. Legg merke til log-skala. Naftalen utgjør 97±1 % av PAH i de bensinprøvene som ble testet, mer variabelt i diesel. Kilde: Marr et al. (1999).

Forholdet mellom PAHer kan brukes diagnostisk til å identifisere kildene til PAH. Yunker et al. (2002) gir detaljert informasjon om hvordan PAH-bidrag fra ulike kilder kan identifiseres i partikler og sedimenter. Oen et al. (2006) brukte PAH-forholdene fenantren/antracen og fluoranten/pyren for å skille mellom petrogene (uforbrennte petroleumprodukter) og pyrogene (forbrent organisk karbon) PAH-kilder i norske havner (**Tabell 24**). Forholdstall på henholdsvis < 10 og > 1 tilsier pyrogene kilder, men byaerosoler kan

også ha fluoranten/pyren < 1. Godec et al. (2016) brukte ulike PAH-forhold til å identifisere kilder til PAH i partikler i luft (PM₁₀). Forholdet mellom benzo(a)antracen og krysen kan skille pyrogent opphav fra petrogent, forholdet mellom indeno(1,2,3,-cd)pyren og benzo(g,h,i)perylene kan skille vedfyring og forbrenning av koks fra forbrenning av bensin og diesel, mens forholdet mellom fluoranten og pyren kan skille mellom forbrenning av bensin og ved (**Tabell 24**).

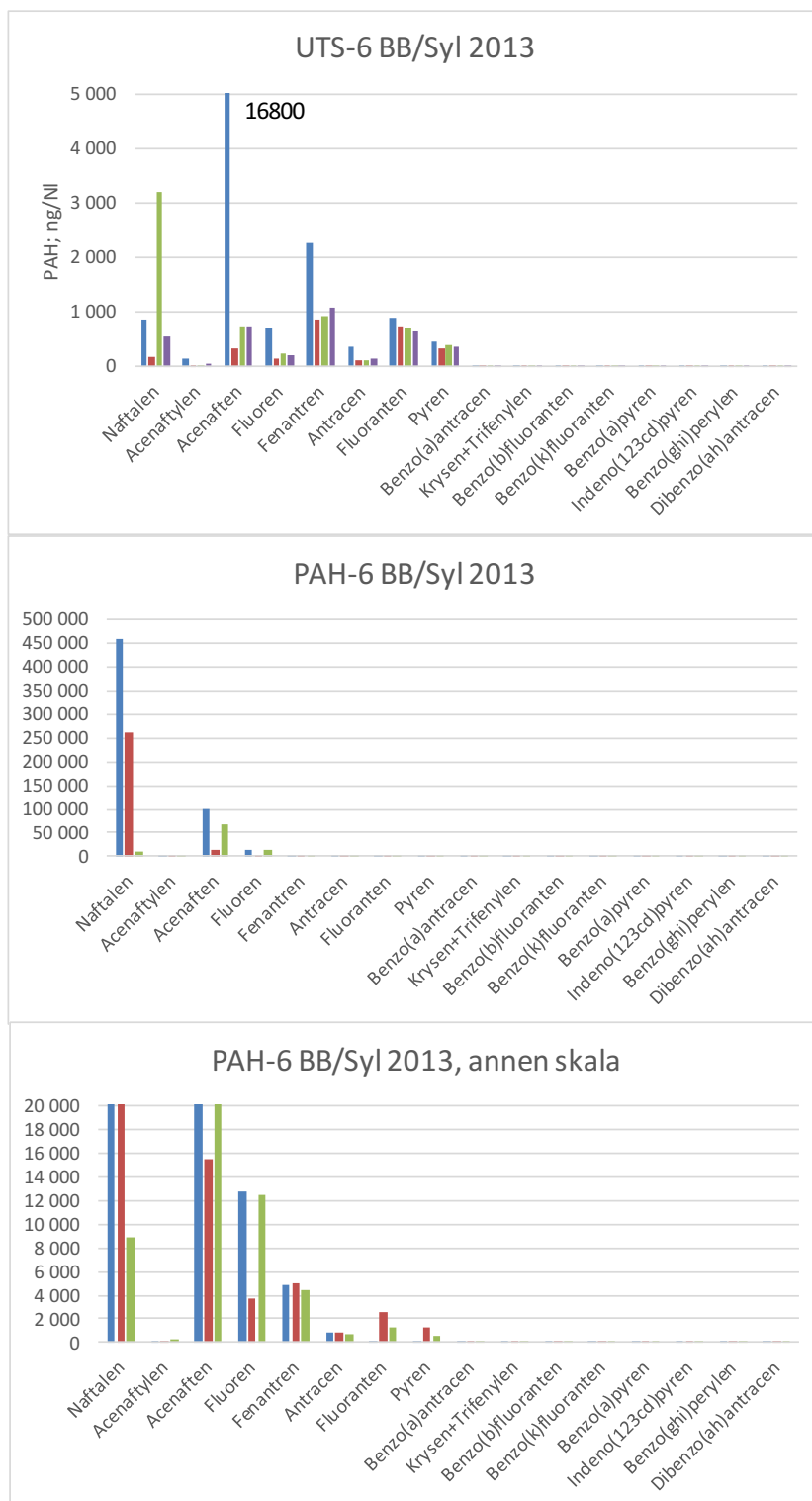
Tabell 24. Forholdet mellom enkelt-PAHer for å karakterisere opphavet til PAH. Måledata og NILUs data fra Birkenes er sammenliknet med tolkning i to referansearbeider. Forkortelser: Phe=fenantren, Ant=antracen, FluoA=fluoranten, Pyr=pyren, BaA=benzo(a)antracen, Kry=krysen, InP=indeno(1,2,3,-cd)pyren og BghiP=benzo(g,h,i)perylene.

PAH:	Tordenskjold	Gyldenløve	Tollbod	NILU		
				2010	2011	2012
Oen et al. (2006):						
Phe/Ant	3,58			12,56	12,64	19,84
FluoA/Pyr	1,02	0,94	0,90	1,38	1,53	1,52
Godec et al. (2016):						
BaA/(BaA+Kry)	0,36	0,38	0,36	0,50	0,18	0,21
InP/(InP+BghiP)	0,53	0,51	0,49	0,75	0,64	0,60
FluoA/(FluoA+Pyr)	0,50	0,48	0,47	0,58	0,60	0,60

Forholdet mellom enkelt-PAHer tyder på pyrogent opphav og forbrenning av diesel og bensin i bygatene, mens tolkningen for data fra Birkenes kan tyde på at forbrenning av både drivstoff og ved kan være kilder til PAH (**Tabell 24**). Her må det understrekes at tallmaterialet fra våre målinger ikke er så veldig godt egnet til slike beregninger fordi tallene er nær kvantifiseringsgrensene for de PAHene som brukes.

Av industribedriftene i Kristiansand er det Elkem Carbon og Elkem Solar som har rapporteringspliktige PAH-utslipp til luft, se **Tabell 11-Tabell 12**. Elkem Carbon har det klart største. Vi har fått oversendt data fra bedriften for perioden 2010-2014 for å sette opp PAH-profiler. På grunn av stor variasjon har vi plukket ut noen datasett som er karakteristiske. Utslipet fra utstøpingskanalene er største kilde til PAH (Bente Sundby Håland, pers. medd.). Her er det dominans av de flyktige PAHene naftalen og acenaften, en viss andel av fenantren, fluoranten og pyren og ubetydelige andeler av tyngre PAHer enn 4-rings PAH'en pyren (**Figur 15**). PAH-sammensetningen i utslippet fra rensanlegget har en enda klarere dominans av naftalen og acenaften, etterfulgt av flere 3-4 rings-PAHer, mens PAHer tyngre enn pyren kun finnes i ubetydelige andeler.

Sammensetningen av PAHer i utslipp til luft fra Elkem Carbon har få likhetspunkter med PAH-profilen fra måleprogrammet. Fraværet av de flyktige PAHene i overvannsavrenningen kan forklares ved at disse først og fremst finnes i gassfasen i industriutslippet og damper vekk, mens fraværet av de tyngre PAHene i industriutslippet tyder på at det er andre kilder til PAH i overvannet enn industriutslipp.



Figur 15. Sammensetning av PAH₁₆EPA i utslipp til luft fra Elkem Carbon i 2013; fra utstøpingskanalene (øverst) og fra rensanlegget (de to nederste figurene med ulik skala). For å karakterisere utslippet fra utstøpingskanalene ble de fire første datasettene i 2013 plukket ut, mens datasett fra rensanlegget med de høyeste konsentrasjonene av naftalen og acenaften (de to dominerende PAHene) i 2013 ble valgt ut. Alle tall er oppgitt i ng/Nl (nanogram per normal-liter) i de luftstrømmene som er målt.

4.3 Betydning av fortynning og vannutskifting

I Otra renner det i et middelår (normalperioden 1961-1990) hele 4627 mill m³ vann (NVE Atlas), så selv om konsentrasjonen av et stoff er lav, blir årlig transportert mengde til kysten stor. Det transporteres 4-5 tonn kopper per år ut i sjøen med Otra. Men fordi konsentrasjonene av tungmetaller i Otra er lave, vil likevel dette ferskvannet ha en gunstig fortynnende effekt på andre tungmetalltilførsler til Kristiansandsfjorden.

Otra er regulert, og har en minstevannføring ved Vigeland på 50 m³/s om sommeren. Dette er betydelig høyere enn det Otra ville hatt uten regulering, og gir slik sett en gunstig fortynning også gjennom sommeren.

Når Otra kommer ut i sjøen vil vannet først legge seg oppå saltvannet pga. lavere tetthet, men etter hvert blandes med saltvannet. Forurensningstilførsler til Otras vannstrøm vil derfor kunne transporteres forholdsvis effektivt vekk fra kildene og deretter fortynnes ytterligere i sjøen.

Vannutskifting i fjordområdet kan påvirke forurensningssituasjonen ved at forurenset vann skiftes ut med og fortynnes i reinere vann, men kan også tilføre forurenset vann fra andre deler av fjordområdet. I forbindelse med den omtalte Otraledningen fra Vennesla er det gjort undersøkelser av sedimentene omkring utslippsstedet (Oug og Håvardstun 2012). Det var ingen påvisbar sammenheng mellom forhøyede verdier i sedimentene i Østre havn og tilførselen av metaller og organiske miljøgifter i Otraledningen. Manglende effekter skyldes at fortynningen i resipienten er hurtig og meget stor (op. cit). Slik sett er Østre havn gunstig plassert, med jevnt skrånende bunn utover mot det åpne sjøbassenget utenfor og uten terskel som kan begrense vannutskiftingen. Østre havn er også skjermet for tilførsler fra indre områder i Kristiansandsfjorden i vest pga. Odderøya.

Data i dette prosjektet og vurdering av fortynning og vannutskifting viser at dagens tungmetallbelastning fra Kvadraturen til Otra og Østre havn sannsynligvis er akseptabel. Selv med betydelig grad av fortynning og vannutskifting vil imidlertid belastningen av PAH fra Kvadraturen til Østre havn kunne gi overskridelser av grenseverdier. Om dagens belastning med PAH kan forklare den dårlige tilstanden i sedimentene i Østre havn er imidlertid mindre sannsynlig, se sammenstillingen i neste avsnitt.

5. Forurensningsregnskap for Østre havn

Vi har samlet den informasjonen vi har skaffet og bearbeidet data slik at de egner seg i et forurensningsregnskap for Østre havn. Sammenstillingen er vist i **Figur 16**, som også er gjengitt tidligere i rapporten. I tilknytning til figuren har vi utarbeidet en skjematisk tabell for kilder og prosesser av betydning for forurensningsregnskapet (**Tabell 25**). De kildene og prosessene vi ikke har data for eller der det må gjøres tilleggsberegninger er identifisert. Langtransporterte luftforurensningers bidrag til overvannsavrenningen er beregnet og overvannsavrenningen er sammenholdt med lageret i sjøsedimentet for PAH₁₆EPA og utvalgte stoffer (**Tabell 26**).

Det er interessant at metaller i nedbør fra langtransportert luftforurensning tilsvarer 2,8-9,6 % av tungmetallene i overvannsavrenningen, mest for Pb og minst for Cu. Verdiene for Hg er svært usikre og tillegges ikke vekt. Det vil si at de lokale kildene er desidert størst. Som vi allerede har vært inne på er de lokale kildene trolig i hovedsak partikulært bundet, og det er derfor mye å vinne på lokale tiltak for partikkelfjerning.

For PAH₁₆EPA er en overraskende stor andel (28 %) fra langtransportert luftforurensning (nedbør), men bare en tredel av denne andelen er 5-6 rings PAH'er. Betydningen av lokale kilder til overvannsavrenningen er fortsatt stor for PAH₁₆EPA, men langt mindre enn for metaller. Dette vil på den ene siden bety at det er mindre å hente på tiltak om en betrakter alle PAH'ene, men tiltak for å redusere partikkelavrenningen kan ha stor effekt på de partikkelbundne og farlige 5-6- rings PAH'ene.



Figur 16. Kilder til forurensninger som påvirker Østre Havn. (Etter en ide hentet fra Kroglund og Håvardstun 2011; kartkilde: Norgeskart.no).

Lageret av tungmetallene Cu, Ni, Zn, Pb og Hg i sjøsedimentet er beregnet til 5-300 kg, mest for Zn og desidert minst for Hg. Det er noe over 40 kg PAH₁₆EPA i sedimentet. Som tidligere nevnt må en bruke disse tallene med forsiktighet. Det er fordi de kun er basert på data fra en sedimentkjerne og fordi det er antatt at toppsedimentet i denne ene kjernen representerer hele arealet. Vi har likevel gått videre og sammenliknet dagens målte tilførsler med de beregnede mengdene i sjøsedimentet. Det antyder at dagens (årlige) tilførsel av PAH₁₆EPA, Ni, Pb og Hg utgjør en liten andel (hhv. 0,28, 0,53, 2,0 og 0,02 %) av det som allerede befinner seg i overflatesedimentet, mens tilførselen av Cu og Zn kan ha betydning (hhv. 5 og 11 %).

Sammenstillingen i Oug og Håvardstun (2012) og dagens vannforskrift viser at forholdene for Cu og Zn i sjøsedimentet er akseptable, men det er små marginer for begge. Vi mener at en slik cocktail av miljøgifter som en finner i Kristiansandsfjorden gir grunnlag for å betrakte konsentrasjoner rett under EQS-verdiene som uakseptable. Det bør derfor gjennomføres ytterligere tiltak for å redusere tilførselen av Cu og Zn i overvannet i Kvadraturen selv om konsentrasjonene i både overvannet og sjøsedimentet isolert sett er akseptable. Optimale prosedyrer for tømning av sandfang og gatefeiling vil gi størst effekt, slik data i Eikanger og Roseth (2016) viser.

Tabell 25. Skjematisk framstilling av kilder til metaller og PAH og prosesser som påvirker den kjemiske tilstanden i Østre Havn.

Kilder		
Atmosfærisk nedfall fra:	} Bidrag til avrenning	Er målt av NILU, beregnet her
Langtransport		Utslipp målt, data analysert her
Lokal industri		Utslipp er ikke målt
Skip i havn/trafikk		Utslipp er ikke målt, men er skalert*
Lokal privat		
Urban overvannsavrenning		Er målt her
Småbåthavner		Er ikke målt, data fra andre havner*
Otra		Er målt i elvetilførselsprogrammet**
Andre vannforekomster		Er delvis målt, bidrag ikke beregnet
Kyststrøm		Er ikke målt
Lager i sediment		Konsentrasjoner er målt i 2011 og lager er beregnet her
Prosesser		
Sedimentasjon av partikler	} Spredning fra sediment	Er ikke målt
Utfelling av metaller i sjø		Er ikke målt eller beregnet
Oppvirvling		Er målt/beregnet i Hannevika, men ikke i Østre havn
Diffusjon		
Opptak i organismer		
Fortynning		Er beregnet for bidrag til Otra
Vannutveksling		Er ikke beregnet

* gjelder PAH; ** gjelder metaller

Tabell 26. Tilførsler av PAH og utvalgte metaller til Østre havn i forhold til beregnet lager i sjøsedimentet.

	PAH ₁₆ EPA	Cu	Ni	Zn	Pb	Hg	
Kilder							
Atmosfærisk nedfall (bidrag til overvann)							
Langtransport*	0,034	0,26	0,055	1,3	0,23	0,002	kg/år
Urban overvannsavrenning**	0,12	9	0,9	33	2	0,001	kg/år
Lager							
Lager i 0,25 km ² sediment (øvre 2 cm)***	42	165	160	300	120	5	kg
Urban overv./år i % av lager	0,28	5,6	0,53	11	2,0	0,02	%

*basert på data fra NILU; **målt og beregnet her; ***basert på data fra Oug og Håvardstun (2012)

6. Oppsummering og aktuelle tiltak

Vi har i denne undersøkelsen vist at målte totalkonsentrasjoner av Cu, Ni, Zn, Pb, As og Cd i Baneheia kan være over grenseverdier (AA-EQS-verdier i vannforskriften) for løste og til dels biotilgjengelige metaller. Det er sannsynliggjort at det er industriens nåværende utslipp som gir det viktigste bidraget. Med lav pH (nær 5,0) og med en konsentrasjon av TOC på om lag 10 mg/L (humøst vann), vil en viss andel av metallene være organisk bundet og lite biotilgjengelige, men de er trolig i liten grad i partikulær form. Dette bør dokumenteres for å fastslå den kjemiske tilstanden.

Skogsområder kan fange opp aereosoler og partikler og slik sett være effektive barrierer for videretransport i luft. Dette kan imidlertid også forsterke Baneheia som en betydelig kilde til metaller ved at de fanges opp i trekrone, vaskes ut med nedbør og tilføres avrenningsvannet.

Utslipp fra industrien påvirker også avrenningen fra Kvadraturen, men forholdet mellom Cu og Ni, samt langt større andel Zn, viser at andre kilder er mer dominerende. Både metallprofilen og PAH-profilen viser at utslipp av forbrente petroleumprodukter fra veitrafikk er viktigste kilde, mens det som ventet er innslag av kloakk i Gyldenløvesgate og Tordenskjoldsgate. Metallkonsentrasjonen i overvannsavrenningen fra Kvadraturen til vannresipientene Otra og Østre havn er akseptabel om en tar hensyn til sannsynlig fortykning og vannutskifting, mens konsentrasjonen av benzo(a)pyren er for høy.

Kilder som antas å ha betydning, men der bidraget er uavklart, er særlig vedfyring vinterstid og utslipp fra skip i havn. Beregninger utført her tyder på at vedfyring kan ha et like stort bidrag til PAH som Elkem Carbons utslipp til luft, men være langt viktigere for nivået av de farlige (carcinogene og mutagene) PAH'ene. Også sesongvariasjonen av PAH i nedbør kan tyde på et vesentlig bidrag fra vedfyring. Dette bør undersøkes nærmere.

Dagens tilførsler av tungmetallene Cu og Zn med overvannsavrenningen fra Kvadraturen til Østre Havn kan forklare konsentrasjoner i sjøsedimentet som er tett oppunder grenseverdiene i vannforskriften. For de andre metallene og PAH kan det se ut som om dagens tilførsler er relativt små. Disse beregningene er beheftet med stor usikkerhet. De indikerer imidlertid at tilførslene av Cu og Zn bør reduseres, men at en reduksjon i dagens PAH-tilførsler fra Kvadraturen ikke vil endre PAH-konsentrasjonen i sedimentet vesentlig. Det er sannsynligvis tidligere tiders aktiviteter som fortsatt er avgjørende for tilstanden basert på PAH. Dette står i en viss kontrast til konklusjonen om at PAH-avrenningen fra Kvadraturen, basert på målte konsentrasjoner, er for høy.

Konklusjonen blir likevel at transporten av metall- og PAH-holdige partikler i overvannsavrenningen bør reduseres. Flere tiltak er aktuelle. Intensivert feiing, mer effektiv oppsamling av slam i gatene og hyppigere tømning av sandfang har størst effekt. Dette er forholdsvis godt omtalt i NOU 16 fra 2015 om overvannsproblematikk, og effekten er dokumentert av Leikanger og Roseth (2016). Miljøgifter er først og fremst knyttet til finpartikler. Mer effektiv filtrering i passivanlegg og aktive rensemedier vil sannsynligvis fange opp en større andel av denne partikkelfraksjonen enn sandfang og dermed også kunne redusere miljøgifttransporten ytterligere.

For å kunne bruke forholdet mellom PAH-forbindelser mer aktivt i arbeidet med å identifisere kilder, anbefales det å ta nye prøver og bruke analysemetoder som kan gi tallverdier ned til 0,1 ng/L, dvs. ned til AA-EQS-verdien for benzo(a)pyren. Dette vil også vise om PAH er et problem i avrenningen fra Baneheia og være helt avgjørende for å dokumentere eventuelle effekter av forurensningsbegrensende tiltak i bygatene.

Vi anbefaler videre arbeid med dokumentasjon og forurensningsregnskap for en endelig samveining av de ulike kildene gjøres og tiltak prioriteres.

7. Referanser

- Chen, F., Hu, W. and Zhong, Q. 2013. Emissions of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Fu Gui-shan Tunnel of Nanjing, China. *Atmos. Res.* 124: 53-60.
- Denby, B. R., Sundvor, I., Johansson, C. et al. 2013. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmos. Environm.* 77: 283-300.
- Favez, O., Haddad, I.E., Piot, C., et al. 2010. Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *Atmos. Chem. Phys.* 10: 5295-5314.
- Finstad, A., Flugsrud, K., Haakonsen, G. og Aasestad, K. 2004. Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv. Resultater fra Folke- og bolig tellingen 2001, Levekårsundersøkelsen 2002 og Undersøkelse om vedforbruk og fyringsvaner i Oslo 2002. Statistisk sentralbyrå. 78 s.
- GEMBA Seafood Consulting A/S (2014). Ringvirkningsanalyse – Kristiansand Havn KF. 23 s.
- Geronimo, F. K. F.; Maniquiz-Redillas, M. C.; Tobio, J. A. S.; et al. 2014. Treatment of suspended solids and heavy metals from urban stormwater runoff by a tree box filter. *Water Sci. Technol.* 69: 2460-2467.
- Godec, R., Jakovljevic, I., Sega, K. et al. 2016. Carbon species in PM10 particle fraction at different monitoring sites. *Environm. Poll.* 216: 700-710.
- Hanssen-Bauer, I. (red.) 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpasning (foreløpig utgave). Norsk klimasenter. 136 s.
- Hindar, A. og Harman, C. 2015. PAH og tungmetaller i diverse vannstrømmer fra Saint-Gobain Ceramic Materials. NIVA-rapport 6886. 34 s.
- Hindar, A. and Nordstrom, D.K. 2015. Effects and quantification of acid runoff from sulfide-bearing rock deposited during construction of Highway E18, Norway. *Appl. Geochem.* 62: 150-163.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Sci. Tot. Environm.* 541: 895-919.
- Håvardstun, J., Næs, K. 2016. Tiltaksrettet overvåking i henhold til vannforskriften for Elkem Carbon AS og Elkem Solar AS i Kristiansandsfjorden i 2015. NIVA-rapport 7006. 26 s + vedlegg.
- Jartun, M. og Jørgensen, T., 2006. Kartlegging av PCB, PAH og tungmetaller i asfaltdekker fra områdene Kristiansand, Oslo og Bergen, NGU-rapport 2006.029, 35 s.
- Jartun, M., Ottesen, R.T. og Volden, T., 2002. Jordforurensning i Tromsø. NGU-rapport 2002.041. 44 s.
- Jensen, H., Reimann, C., Finne, T.E et al. 2007. PAH-concentrations and compositions in the top 2 cm of forest soils along a 120 km long transect through agricultural areas, forests and the city of Oslo, Norway. *Environm. Pollut.* 145: 829-838.
- Johansson, C., Norman, M. and Burman, L. 2009. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atm. Environm.* 43: 4681-4688.

- KFA. 2010. Litteraturstudie avrenning fra gjenbruksasfalt. Kontrollordningen for asfaltgjenvinning. Rapport. 24 s.
- Kongsvik, M.K., 2012. Geokjemisk kartlegging av overflatejord i Kristiansand. M.sc.-oppgave NTNU, 199s.
- Kroglund, T., Oug, E. 2011. Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden. Marine undersøkelser ved Odderøya og Bredalsholmen 2008-2009. NIVA-rapport 6200-2011. 69 s.
- Langeveld, J. G.; Boogaard, F.; Liefing, H. J.; et al. 2014. Selection of monitoring locations for storm water quality assessment. *Water Sci. Technol.* 69: 2397-2406.
- Leikanger, E. og Roseth, R. 2016. Veiavrenning og driftstiltak. Overvåking av avrenning samt oppfølging av feie- og sandfangmasser ved ulik veidrift. Rapport 2(144). 47 s.
- Li, He; Zuo, Xiao Jun. 2013. Speciation and Size Distribution of Copper and Zinc in Urban Road Runoff. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.* 90: 471-476.
- Marr, L., Kirchstetter, T.W., Harley, R.A. et al. 1999. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicle fuels and exhaust emissions. *Env. Sci Technol.* 33: 3091-3099.
- Meland, S., Ranneklev, S. og Hertel-Aas, t. 2016. Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann. *Vann.* 3: 263-273.
- Miljøverndepartementet. 2000. Forskrift om kvaliteten på bensin og autodiesel til bruk i motorvogner, Forskriftsnr. 287, 22.03.2000.
- NOU. 2015. Overvann i byer og tettsteder. Som problem og ressurs. NOU 2015:16. Utredning fra et utvalg nedsatt ved kongelig resolusjon 11. april 2014. Lagt frem for Klima- og miljødepartementet 2. desember 2015. 272 s.
- Næs, K., Håvardstun, J., Oug, E., Beyer, J., Bakke, T., Heiaas, H., Lillicrap, A. og Allan, I. 2014. Oppdatert risikovurdering av sedimenter og overvåking med vekt på PAH av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2013. NIVA-rapport 6664-2014. 107 s.
- Oen, A.M.P., Cornelissen, G. and Breedveld, G.D. 2006. Relation between PAH and black carbon contents in size fractions of Norwegian harbor sediments. *Environm. Pollut.* 141: 370-380.
- Ottesen, R.T. og Volden, T. 1999. Jordforurensning i Bergen. NGU-rapport 99.022, NGU. 27 s.
- Oug, E. og Håvardstun, J. 2012. Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden: undersøkelser i Østerhavn ved utslipp fra Otraledningen 2011. NIVA-rapport 6428-2012. 40 s.
- Randall, S. 2016. Luftsonekart for Kristiansand kommune. Delrapport 2: Resultater og analyse. 28 s. + vedlegg.
- Ranneklev, S.B. 2016. Et litteraturstudium over forurenset snø fra bynære områder: stoffer, kilder, effekter og håndtering. NIVA-rapport 6968-2016. 27 s.
- Sharma, M., Agarwal, A.K. and Bharathi, K.V.L. 2005. Characterization of exhaust particulates from diesel engine. *Atm. Environ.* 39: 3023-3028.

- Skarbøvik, E., Allan, I., Stålnacke, P., Hagen, A. G., Greipsland, I., Høgåsen, T., Selvik, J., R., Beldring, S. 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014. Riverine Inputs and Direct Discharges to Norwegian Coastal Waters – 2014. Miljødirektoratet rapport M439-2014.
- Steinnes, E., Uggerud, H.T. og Pfaffhuber, K.A. 2011. Nedfall av tungmetaller rundt norske industrier studert ved analyse av mose: Undersøkelse i 2010. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 1110/2011. TA 2860/2011. Klima- og forurensningsdirektoratet. 69 s.
- Sturm, P., Kurz, C., Vogelsang, S., Öttl, D. and Hafner, W. 2007. Effects of PM10 emission abatement strategies on air quality in urban and rural areas. Dustconference 2007. How to improve air quality, Netherlands.
- Teixeira, E.C., Agudelo-Castaneda, D.M. and Mattiuzi, C.D.P. 2015. Contribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) sources to the urban environment: A comparison of receptor models. *Sci. Tot. Environ.* 538: 212-219.
- US EPA 1998. 1990 Emission inventory of section 112(c)(6) pollutants (of the Clean Air Act Amendments). U.S. Environmental Protection Agency. Final report. 135 p.
- Westerlund, K.-G. 2001. Metal emissions from Stockholm traffic – wear of brake linings. Stockholm Air Quality and Noise Analysis (SLB • analys), rapport 3:2001. 10 s.
- Zheng, Yi; Lin, Zhongrong; Li, Hao; et al. 2014. Assessing the polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution of urban stormwater runoff: A dynamic modeling approach. *Sci. Tot. Environ.* 481: 554-563.

Vedlegg A. Prøvetakingstidspunkt

Gulmerking betyr at det ikke var tilstrekkelig vann for prøvetaking på det aktuelle tidspunktet.

Episode 1

Runde nr.	St.nr.	St.navn	Dato	Kl.slett
1	4	Tollbod	02.05.2016	1815
	3	Gyldenløve	02.05.2016	1830
	2	St.Hansgt	02.05.2016	1900
	1	Baneheia	02.05.2016	1915
2	4	Tollbod	02.05.2016	1940
	3	Gyldenløve	02.05.2016	1950
	2	St.Hansgt	02.05.2016	2010
	1	Baneheia	02.05.2016	2020
3	4	Tollbod	02.05.2016	2042
	3	Gyldenløve	02.05.2016	2050
	2	St.Hansgt	02.05.2016	2107
	1	Baneheia	02.05.2016	2122

Episode 2

Runde nr.	St.nr.	St.navn	Dato	Kl.slett
1	4	Tollbod	20.06.2016	1050
	3	Gyldenløve	20.06.2016	1105
	2b	Tordenskjold	20.06.2016	1130
	1	Baneheia	20.06.2016	1140
2	4	Tollbod	20.06.2016	1210
	3	Gyldenløve	20.06.2016	1220
	2b	Tordenskjold	20.06.2016	1235
	1	Baneheia	20.06.2016	1245
3	4	Tollbod	20.06.2016	1330
	3	Gyldenløve	20.06.2016	1345
	2b	Tordenskjold	20.06.2016	1405
	1	Baneheia	20.06.2016	1415

Episode 3

Runde nr.	St.nr.	St.navn	Dato	Kl.slett
1	4	Tollbod	27.09.2016	1910
	3	Gyldenløve	27.09.2016	1925
	2b	Tordenskjold	27.09.2016	1945
	1	Baneheia	27.09.2016	2000
2	4	Tollbod	27.09.2016	2020
	3	Gyldenløve	27.09.2016	2040
	2b	Tordenskjold	27.09.2016	2105
	1	Baneheia	27.09.2016	2115
3	4	Tollbod	27.09.2016	2130
	3	Gyldenløve	27.09.2016	2140
	2b	Tordenskjold	27.09.2016	2205
	1	Baneheia	27.09.2016	2155

Episode 4

Runde nr.	St.nr.	St.navn	Dato	Kl.slett
1	4	Tollbod	17.10.2016	1525
	3	Gyldenløve	17.10.2016	1535
	2b	Tordenskjold	17.10.2016	1547
	1	Baneheia	17.10.2016	1600
2	4	Tollbod	17.10.2016	1620
	3	Gyldenløve	17.10.2016	1630
	2b	Tordenskjold	17.10.2016	1645
	1	Baneheia	18.10.2016	1013
3	4	Tollbod	18.10.2016	1120
	3	Gyldenløve	18.10.2016	1111
	2b	Tordenskjold	18.10.2016	1140
	1	Baneheia	18.10.2016	1200

Vedlegg B. Måledata

Stasjonsnr.		Bane	Bane	Bane	Bane	Bane	Bane	Bane	Middel	St avvik
		1	1	1	1	1	1	1		
Episode-runde		1-1	1-2	1-3	2-2	2-3	4-2	4-3		
Konduktivitet	mS/m	7,83	5,53	5,42	4,54	5	9,16	8,73	6,60	1,91
Hg	ng/l	2	4	4	5	11	4	3	4,71	2,93
As	µg/l	0,5	0,59	0,71	0,59	0,78	0,53	0,56	0,61	0,10
Pb	µg/L	3,31	4,32	4,66	4,3	5,8	3,47	3,83	4,24	0,84
Cd	µg/l	0,085	0,089	0,087	0,098	0,11	0,179	0,163	0,12	0,04
Cu	µg/L	7,67	8,83	10,1	9,7	14	7,91	8,91	9,59	2,13
Cr	µg/l	0,37	0,41	0,47	1,3	0,68	0,37	0,44	0,58	0,34
Ni	µg/L	10,4	10,3	10,7	9,4	12	16,8	16,1	12,24	2,98
Zn	µg/l	13,3	13,5	13,2	16	15	24,2	24,8	17,14	5,13
TOC	mg/l	7,9	10,1	11,6	9,1	14,7	8,7	10,4	10,36	2,27
Naftalen	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Acenaftylen	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Acenaften	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Fluoren	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Fenantren	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Antracen	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Fluoranten	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Pyren	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Benzo(a)antracen	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Krysen+Trifenylen	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Benzo(b)fluoranten	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Benzo(k)fluoranten	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Benzo(a)pyren	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
Indeno(123cd)pyren	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002			< 0,002	
Benzo(ghi)perylene	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002			< 0,002	
Dibenzo(ah)antracen	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01			< 0,01	
pH		5,07	5,03	5,07	5,23	4,99	5,02	5,07	5,07	0,08
STS	mg/l	2,1	2	1,2	7,2	5,4	1,2	1,5	2,94	2,38

Stasjonsnr. Episode-runde	St.Hans	St.Hans	St.Hans	Torden	Torden	Torden	Torden	Torden	Torden	Torden	Torden	Torden	Torden	Middel	St avvik
	2 1-1	2 1-2	2 1-3	2 2-1	2 2-2	2 2-3	2 3-1	2 3-2	2 3-3	2 4-1-	2 4-2	2 4-3	2		
Konduktivitet	2,58	4,34	5,07	3,68	2,51	4,04	6,51	6,63	7,06	5,13	4,43	5,2	5,02	1,52	
Hg	1	4	5	13	7	7	3	2	2	7	2	2	5,00	3,81	
As	0,28	0,46	0,51	0,72	0,44	0,64	0,57	0,62	0,62	0,84	0,65	0,73	0,65	0,11	
Pb	3,7	4,36	5,3	2,3	2	2,4	4,05	5,74	3,47	19,1	10,6	8,71	6,49	5,60	
Cd	0,037	0,063	0,072	0,071	0,05	0,06	0,063	0,096	0,132	0,146	0,127	0,119	0,10	0,04	
Cu	5,13	8,08	8,61	13	11	11	16,8	21,5	32,4	33,3	20,9	18,1	19,78	8,35	
Cr	0,53	0,81	1,39	1,1	0,69	0,69	0,93	0,77	0,56	2,49	2	1,7	1,21	0,68	
Ni	2,94	6,35	6,89	2,9	2,3	3,8	2,83	3,55	4,09	6,03	4,43	8,32	4,25	1,88	
Zn	81,9	78,5	100	110	54	54	86,8	133	119	192	121	80,1	105,54	43,27	
TOC	3,3	6,9	7,8	5,2	2,8	5,5				10,2	5,3	6,2	5,87	2,42	
Naftalen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,012	< 0,01	< 0,01	0,00	
Acenaftylen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
Acenaften	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
Fluoren	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,015	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
Fenantren	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,041	< 0,01	< 0,01	0,013	0,018	< 0,01	0,11	0,073	0,02	0,032	0,04	
Antracen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	0,029	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,012	< 0,01	< 0,01	0,009		
Fluoranten	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,06	0,023	0,017	0,019	0,035	0,013	0,19	0,13	0,032	0,058	0,06	
Pyren	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,051	0,02	0,015	0,017	0,033	0,013	0,2	0,13	0,032	0,057	0,06	
Benzo(a)antracen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,018	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,22	0,14	0,027	0,048	0,08	
Krysen+Trifenylen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,037	0,02	0,062	< 0,01	0,031	0,012	0,34	0,21	0,053	0,086	0,11	
Benzo(b)fluoranten	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,026	0,013	< 0,01	< 0,01	0,017	< 0,01	0,12	0,091	0,018	0,033	0,04	
Benzo(k)fluoranten	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,034	0,026	< 0,01	< 0,01		
Benzo(a)pyren	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,011	< 0,01	< 0,01	0,013	0,019	< 0,01	0,062	0,044	< 0,01	0,019	0,02	
Indeno(123cd)pyren	0,0029	< 0,002	< 0,002	0,0069	0,0032	< 0,002	0,0033	0,0057	< 0,002	0,1	0,071	0,016	0,026	0,04	
Benzo(ghi)perylene	0,0039	< 0,002	< 0,002	0,0092	0,0055	0,0028	0,0041	0,0081	< 0,002	0,083	0,059	0,015	0,021	0,029	
Dibenzo(ah)antracen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,024	0,017	< 0,01	< 0,01		
pH	6,61	6,26	6,23	6,6	6,66	6,9	6,4	6,31	6,5	6,63	6,77	6,7	6,61	0,18	
STS	13	5,6	8,9	28,9	33,5	16,7	16,4	36	19,5	123	73,7	83,1	47,87	37,13	

Stasjonsnr.	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Gylden 3	Middel 3	St avvik
Episode-runde	1-1	1-2	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	4-1	4-2	4-3		
Konduktivitet	8,3	8,82	11,6	5,97	3,94	15,2	18,7	16,7	10,5	6,3	10,60	4,92
Hg	< 1	< 1	29	< 5	< 5	2	3	2	1	< 1	7,40	12,10
As	1,25	1,24	1,5	1,3	1,3	0,96	1,35	1,44	1,61	1,87	1,38	0,24
Pb	6,9	8,62	18	5,3	4,5	15,8	11,1	36,2	18,3	34,5	15,92	11,39
Cd	0,048	0,047	0,2	0,099	0,059	0,142	0,1	0,193	0,131	0,17	0,12	0,06
Cu	27,6	42,7	82	22	22	54,4	35,9	59,5	55,5	97,9	49,95	25,34
Cr	2,07	2,64	2,7	1,1	1	0,79	0,8	3,92	1,72	4,07	2,08	1,23
Ni	1,84	1,7	6,2	2,6	1,8	4,11	3,21	8,21	3,13	6,71	3,95	2,31
Zn	78,5	77,1	180	78	61	154	122	281	125	233	138,96	73,55
TOC	4,5	4,5	13,7	5,7	2,4			36,3	6,8	9,5	10,43	11,03
Naftalen	< 0,01	< 0,01	0,017	0,012	< 0,01	0,012	0,012	0,024	0,011	< 0,01	0,01	
Acenaftalen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Acenaften	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Fluoren	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,015	< 0,01	0,02	0,012	0,014	0,01	
Fenantren	0,019	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,023	0,012	0,1	0,078	0,089	0,038	0,039
Antracen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,015	< 0,01	0,013	< 0,01	
Fluoranten	0,025	0,017	0,031	0,017	< 0,01	0,025	0,011	0,17	0,13	0,15	0,058	0,065
Pyren	0,033	0,021	0,031	0,017	< 0,01	0,025	0,011	0,19	0,13	0,16	0,062	0,069
Benzo(a)antracen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,24	0,16	0,19	0,069	0,095
Krysen+Trifenylen	0,031	0,013	0,026	0,013	< 0,01	0,01	< 0,01	0,37	0,22	0,33	0,113	0,146
Benzo(b)fluoranten	0,018	< 0,01	0,02	0,011	< 0,01	0,012	< 0,01	0,14	0,094	0,11	0,047	0,053
Benzo(k)fluoranten	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,042	0,031	0,032	0,016	0,015
Benzo(a)pyren	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,086	0,051	0,066	0,026	0,031
Indeno(123cd)pyren	0,0083	0,0047	0,0088	0,0046	< 0,002	0,0039	< 0,002	0,12	0,087	0,089	0,036	0,046
Benzo(ghi)perylene	0,013	0,0072	0,013	0,008	< 0,002	0,0052	0,0021	0,13	0,076	0,095	0,035	0,047
Dibenzo(ah)antracen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,023	0,029	0,013	
pH	6,78	6,78	6,87	6,77	6,84	6,64	6,9	7,04	7,28	6,7	6,86	0,18
STS	42,4	20,7	63	50	20,7	47	20,5	168	40,5	139	61,18	51,11

Stasjonsnr.	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Tollbod 4	Middel 4	St avvik
Episode-runde	1-1	1-2	1-3	2-1	2-2	2-3	3-1	3-2	3-3	4-1	4-2	4-3		
Konduktivitet	12,8	12,3	15,04	28,7	7,51	5,77	10,9	8,3	6,92	6,8	3,79	3,49	10,19	6,85
Hg	< 1	2	2	26	5	8	3	3	2	2	2	1	5,09	7,20
As	0,86	0,49	0,46	1,5	0,59	0,56	0,87	1,62	1,62	1,66	1,03	0,88	1,01	0,47
Pb	1,69	0,991	0,426	12	2,9	3,6	1,92	1,25	0,976	17,6	4,13	3,78	4,27	5,20
Cd	0,041	0,015	0,01	0,12	0,039	0,042	0,023	0,02	0,016	0,073	0,039	0,033	0,04	0,03
Cu	29,3	34,2	43,5	62	43	21	15,1	12,7	10,3	36,2	16,2	13,4	28,08	16,08
Cr	2,14	1,92	2,12	9,6	3,7	3,6	0,46	0,44	0,37	1,35	0,96	0,92	2,30	2,56
Ni	1,54	1,13	0,78	11	3,5	3,2	3,12	2,18	1,79	5,86	2,45	2,48	3,25	2,78
Zn	77	61	37,4	330	110	79	209	111	84,4	302	137	123	138,40	93,74
TOC	4,7	5,9	7,6	16,8	6,5	3,2				7,2	5,1	3,7	6,74	4,05
Naftalen	0,01	0,01	< 0,01	0,04	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,011	0,010	
Acenaftylen	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Acenaften	0,014	0,014	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Fluoren	0,026	0,03	0,018	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Fenantren	0,097	0,097	0,036	0,11	0,033	0,028	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,032	0,064	0,035	0,046	0,038
Antracen	0,027	0,026	< 0,01	0,019	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Fluoranten	0,18	0,18	0,03	0,19	0,075	0,074	0,01	< 0,01	< 0,01	0,1	0,14	0,076	0,089	0,070
Pyren	0,2	0,19	0,032	0,25	0,076	0,074	0,014	< 0,01	< 0,01	0,11	0,14	0,087	0,099	0,082
Benzo(a)antracen	0,067	0,08	0,011	0,034	0,014	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,13	0,15	0,09	0,051	0,052
Krysen+Trifenylen	0,091	0,1	0,019	0,14	0,05	0,046	0,017	0,011	< 0,01	0,17	0,26	0,2	0,092	0,084
Benzo(b)fluoranten	0,15	0,15	0,022	0,14	0,043	0,047	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,081	0,12	0,068	0,070	0,058
Benzo(k)fluoranten	0,056	0,055	< 0,01	0,037	0,012	0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,028	0,03	0,018	0,022	0,019
Benzo(a)pyren	0,095	0,099	0,014	0,079	0,023	0,032	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,038	0,053	0,038	0,041	0,034
Indeno(123cd)pyren	0,075	0,078	0,012	0,062	0,021	0,026	0,0026	0,0024	< 0,002	0,12	0,11	0,074	0,049	0,043
Benzo(ghi)perylene	0,084	0,084	0,012	0,12	0,04	0,042	0,0051	0,0033	< 0,002	0,08	0,089	0,066	0,052	0,040
Dibenzo(ah)antracen	0,015	0,014	< 0,01	0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,023	0,023	0,02	0,012	
pH	9,7	9,47	9,57	6,86	6,78	6,83	6,69	6,78	6,92	6,94	6,84	6,78	7,51	1,25
STS	35,2	22	9,2	173	74	78,6	17,6	12,5	7,5	39,6	23,3	27,5	43,33	46,95

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no