



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Overvannshåndtering av vegavrenning – renseeffekt av fordrøyningsdam ved rv. 4

Stormwater management of road runoff – purification
effect of a delaying drainage pond at rv. 4

Lili Maria Fleming

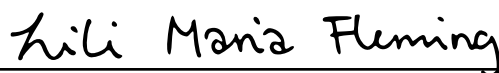
Forord

Masteroppgaven tilsvarer 45 studiepoeng og er en del av min mastergrad i Miljøvitenskap ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). I forbindelse med oppgaven har jeg utført felt- og laboratoriearbeid, som var til stor glede og inspirasjon ved å jobbe selvstendig. Videre vil jeg takke statens Vegvesen for økonomisk støtte av oppgaven. Jeg ønsker også å takke alle laboratorieansatte ved NMBU for deres hjelp med analyser og prosesser.

Jeg takker veilederne mine, professor Gunnhild Riise og Thomas Rohrlack for god hjelp under feltarbeid, databehandling, skriveprosessen samt planlegging og oppfølging. Jeg vil også takke mine biveiledere fra Statens vegvesen (sjefsingeniør) Lene Sørli Heier og YM- rådgiver Even Stensrud for muligheten til å skrive en så aktuell oppgave med tilgang på data og gode diskusjoner.

Jeg ønsker også å takke familie, venner og medstudenter for støtte under masterskrivingen og hele studieperioden. Det har vært utrolig lærerikt og gøy.

Ås, 15. Mai 2025

A handwritten signature in black ink, reading "Lili Maria Fleming". The signature is written in a cursive, flowing style. Below the signature is a horizontal line.

Lili Maria Fleming

Sammendrag

En nyetablert fordrøyningsdam ved riksvei 4 er et pilotprosjekt knyttet til utbyggingen av den nye riksveien i Roa og skal håndtere overflateavrenning fra både trafikkert vei og jordbruksarealer. Formålet er å undersøke hvordan dammen påvirker vannkvaliteten gjennom en vekstperiode fra 28. mai til 3. september 2024. Hovedhypotesen er at *fordrøyningsdammen holder tilbake partikler og næringsstoffer som endrer vannkvaliteten mellom oppstrøms og nedstrøms stasjoner*. Det ble gjennomført jevnlig prøvetaking av vann annenhver uke fra seks prøvetakningsstasjoner. Analysene omfatter total suspendert stoff (TSS), pH og konduktivitet, fosfor, nitrogen, løst organisk karbon (DOC) og utvalgte metaller blant annet jern (Fe), mangan (Mn), aluminium (Al), sink (Zn), kobber (Cu), kadmium (Cd) og krom (Cr). I tillegg ble hydrologiske forhold som nedbør, vannstand og vannføring dokumentert.

Resultatene viser at fordrøyningsdammen har en viss tilbakeholdende effekt på total nitrogen (TN), med lavere gjennomsnittskonsentrasjoner i utløpet enn i innløpet. Når det gjelder total fosfor (TP) og metaller er tilbakeholdelsen mer ukjent, da den i større grad påvirkes av eksterne faktorer som tilførsel fra omkringliggende arealer, sedimentdynamikk og sesongmessige variasjoner. Tilsvarende variasjon er observert for TSS. Dette indikerer at dammens funksjon er styrt av faktorer som vannføring, oppholdstid og tilførsel fra sedimenter og at punktobservasjoner av innløp og utløp alene ikke gir tilstrekkelig grunnlag for å beregne totale mengder med partikler som går inn og ut av dammen.

Basert på resultatene kan hovedhypotesen anses som delvis bekreftet. Fordrøyningsdammen viser en tydelig evne til å tilbakeholde nitrogen, noe som understreker dens rolle i å redusere næringsstoffbelastningen i vannet. De observerte forskjellene i vannkvalitet mellom oppstrøms og nedstrøms bekrefter dammens funksjon som både en buffer og en aktiv del av i transport- og tilbakeholdelsesprosesser. Samlet sett bidrar fordrøyningsdammen til å regulere transport av partikler og stoffer, men effekten varierer med sesong, hydrologiske og geokjemiske forhold over tid.

Abstract

A newly established sedimentation pond along highway. 4 is part of a pilot project connected to the development of the new highway in Roa and is designed to manage surface runoff from both heavily trafficked roads and adjacent agricultural land. The purpose is to investigate how the pond affects water quality over a growing season, from May 28 to September 3, 2024. The main hypothesis is that the sedimentation pond retains particles and nutrients, thereby altering water quality between upstream and downstream stations. Water sampling was conducted every other week from six designated sampling stations. The analyses included total suspended solids (TSS), pH and conductivity, phosphorus, nitrogen, dissolved organic carbon (DOC), and selected metals such as iron (Fe), manganese (Mn), aluminum (Al), zinc (Zn), copper (Cu), cadmium (Cd), and chromium (Cr). In addition, hydrological parameters such as precipitation, water level, and discharge were documented.

The results indicate that the sedimentation pond has a certain retention effect on total nitrogen (TN), with lower average concentrations observed at the outlet compared to the inlet. However, the retention of total phosphorus (TP) and metals is more uncertain, as it appears to be more strongly influenced by external factors such as inputs from surrounding land areas, sediment dynamics and seasonal variation. Similar patterns were observed for TSS. This suggests that the pond's function is governed by factors like flow conditions, hydraulic retention time, and inputs from sediments. Consequently, point observations between input and output alone are insufficient to determine the total particle load entering and leaving the sedimentation pond.

Based on the results, the main hypothesis can be considered partially confirmed. The sedimentation pond demonstrates a clear ability to retain nitrogen, highlighting its role in reducing nutrient loads in the water. The observed differences in water quality between upstream and downstream stations confirm the pond's function as both a buffer and an active component in transport and retention processes. Overall, the sedimentation pond contributes to regulating the transport of particles and substances, but the effect varies with seasonal, hydrological, and geochemical conditions over time.

Forkortelser

Rv. 4	Riksvei 4
TSS	Total suspendert stoff
TP/Tot-P	Total fosfor
TN/Tot-N	Total nitrogen
PO ₄ -P	Mengde fosfor som finnes i form av fosfat
NO ₃ -N	Mengde nitrogen som finnes i form av nitrat
Kond	Konduktivitet
DOC	Løst organisk karbon
DOM	Løst organisk materiale
Fe	Jern
Mn	Mangan
Al	Aluminium
Zn	Sink
Cu	Kobber
Cd	Kadmium
Cr	Krom
Ca	Kalsium

Innholdsfortegnelse

FORORD	I
SAMMENDRAG	II
ABSTRACT	III
FORKORTELSER	IV
1 INTRODUKSJON	1
1.1 FORDRØYNINGS DAMMER	1
1.2 PILOTPROSJEKT	2
1.3 FORMÅL OG PROBLEMSTILLING	2
2 OMRÅDEBESKRIVELSE	3
2.1 NEDBØRSFELT	5
3 METODE	6
3.1 NEDBØRSFELT OG HYDROLOGISKE STASJONER	6
3.2 FELTARBEID	7
3.3 LABORATORIEARBEID	10
3.3.1 Filtrering	10
3.3.2 Suspendert stoff	11
3.3.3 pH og konduktivitet	11
3.3.4 Analyse av fosfor	12
3.3.5 Analyse av nitrogen	12
3.3.6 Løst organisk karbon	13
3.3.7 Metaller	13
3.4 GRENSEVERDIER I VANNFORSKRIFTEN	13
3.5 STATISTISKE METODER	14
3.5.1 T-test	14
3.5.2 Prinsipal komponent analyse	15
3.6 FEILKILDER OG USIKKERHET	16
4 RESULTATER	16
4.1 NEDBØR OG HYDROLOGISK DATA	16
4.2 GRUNNVANNSMÅLERE	18
4.3 SUSPENDERT STOFF	19
4.4 pH, KONDUKTIVITET OG KALSIMUM	20
4.4.1 Variasjoner av pH og konduktivitet mellom alle stasjoner	20
4.4.2 Oppstrøms vs. gjennomsnitt pH og konduktivitet nedstrøms	21
4.4.3 Kalsium	21
4.4.4 Variasjoner av pH og konduktivitet ved innløp og utløp	22
4.5 NÆRINGSSTOFFER	22
4.5.1 Variasjoner av total fosfor- og nitrogen mellom stasjoner	22
4.5.2 Variasjoner ved inn- og utløp av total fosfor- og nitrogen	25
4.6 LØST ORGANISK KARBON	25
4.7 METALLER	26
4.7.1 Jern, mangan, aluminium og sink	26
4.7.2 Kobber, kadmium og krom	27
4.7.3 Variasjoner av metaller innløp og utløp	30
4.8 T-TEST	33
4.9 PRINSIPAL KOMPONENT ANALYSE	33
5 DISKUSJON	37
5.1 KOBLING MELLOM VANNSTAND OG VANNKVALITET	37
5.1.1 Vannstandvariasjoner	39

5.1.2 <i>Variasjoner i vannkvalitet med tiden</i>	40
5.2 EFFEKTEN AV FORDRØYNINGS DAMMEN	41
5.2.1 <i>Variasjon mellom stasjonene</i>	42
5.2.2 <i>Vannkvalitet i forhold til vannforskriften</i>	46
6 AVSLUTNING	48
6.1 KONKLUSJON	48
6.2 VEIEN VIDERE	49
7 LITTERATURLISTE	51
8 VEDLEGG	54

1 Introduksjon

Vegavrenning har fått økende oppmerksomhet som en betydelig kilde til vannforurensing. Den globale trafikkveksten, strengere miljøkrav og en reduksjon av tradisjonelle punktslipp fra industri og kloakk, har bidratt til at vegavrenning utgjør en relativ større andel av de totale miljøutslippene som kommer fra vei. Norske og internasjonale undersøkelser viser at avrenning fra trafikkerte områder inneholder en rekke miljøgifter som tungmetaller, oljerester, mikroplast og næringsstoffer som kan påvirke akvatiske økosystemer negativt (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014). I Europa har den europeiske union gjennom sitt vanndirektiv fra 2000 innført strenge krav til vannkvalitet, med mål om å oppnå en god økologisk tilstand, eventuelt godt økologisk potensiale. Direktivet legger vekt på tiltak både ved forurensningskilden og gjennom enkle renseløsninger for overvann. Norge, som en del av EØS-avtalen, har implementert disse kravene. Dette har ført til økt fokus på vegavrenning i norske vegprosjekter (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014). Vegavrenning er utfordrende på grunn av at store mengder nedbør raskt ledes bort fra tette flater som asfalt, uten mulighet for naturlig infiltrasjon. Dette øker risikoen for flom, samtidig som det transporterer forurensninger til nærliggende resipienter (Novotny, 2003). Som en konsekvens, er det et økende behov for renseløsninger som både kan håndtere store vannmengder effektivt og samtidig forbedre vannkvaliteten.

1.1 Fordrøyningsdammer

Fordrøyningsdammer har vist seg å være en effektiv metode for å håndtere overvann fra veier, både ved å forsinke vannets bevegelse og ved å redusere konsentrasjonen av forurensende stoffer. Slike dammer fungerer gjennom en kombinasjon av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser, hvor sedimentasjon av partikler, binding av miljøgifter til (jord)partikler og opptak av næringsstoffer i vegetasjon er sentrale mekanismer. Fordrøyningsdammer har flere viktige funksjoner. De fungerer som et flomdempende tiltak, en buffer ved å midlertidig holde tilbake store mengder overvann under kraftige nedbørshendelser. Ved å forsinke vannstrømmen bidrar dammen til å redusere flomtopper og beskytte nedstrøms områder mot erosjon og oversvømmelser. Dammen kan også fungere som et viktig habitat for fugler, insekter og annet dyreliv, noe som bidrar til økt biologisk mangfold i området (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014).

1.2 Pilotprosjekt

I forbindelse med økt fokus på overvannshåndtering er det etablert et pilotprosjekt ved riksvei 4 (rv. 4) i Roa (Lunner kommune), der en fordrøyningsdam er etablert for å håndtere overflatevann fra vei og åkre. *Figur 1* nedenfor viser problemet med overflatevann på den gamle riksvei 4. Til høyre er utbyggingen av den nye rv. 4 i gang. Dette prosjektet undersøker hvordan en fordrøyningsdam kan bidra til å redusere belastningen av forurensende stoffer i vegavrenningen. Dammen er konstruert for å håndtere store variasjoner i nedbørsmengder og er en naturbasert løsning for håndtering av overflatevann på vei. Resultatene fra dette prosjektet vil gi innsikt i hvordan slike tiltak kan optimaliseres og tilpasses ulike klimatiske og hydrologiske forhold i Norge.



Figur 1. Oversiktsbilde over gamle riksvei 4 til venstre og begynnelsen på utbyggingen av ny riksvei 4 til høyre i Roa (Statens vegvesen).

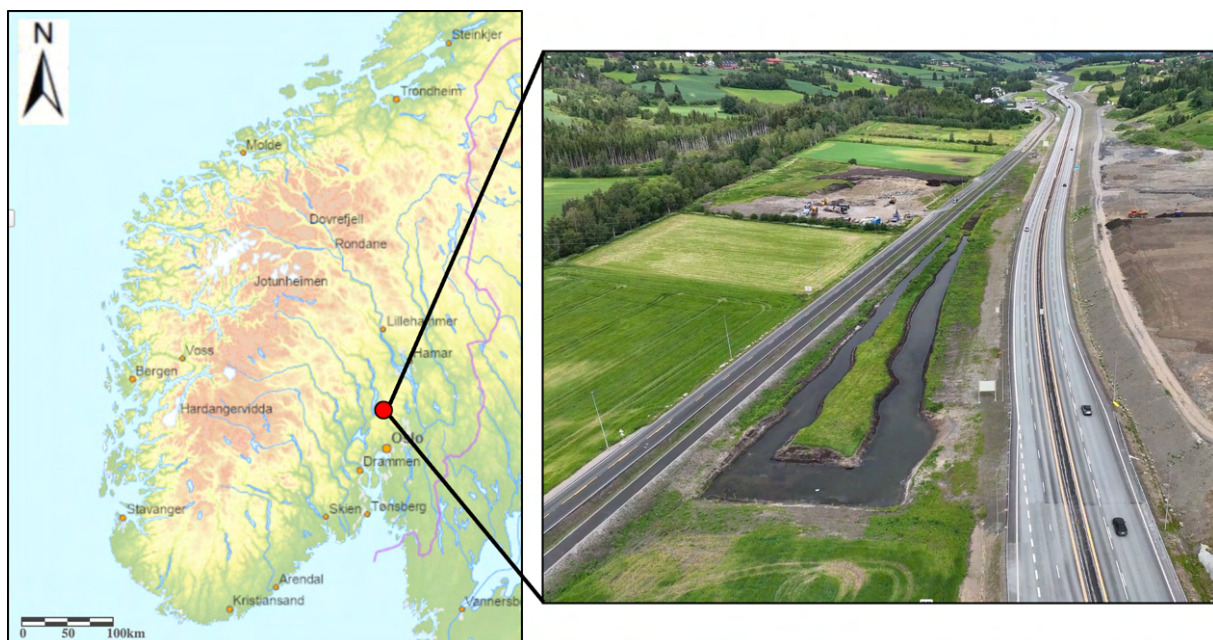
1.3 Formål og problemstilling

Formålet med denne masteroppgaven er å undersøke hvordan renseeffekten av en fordrøyningsdam ved rv. 4 påvirker vannkvaliteten. Gjennom feltarbeid og laboratorieanalyser vil studiet undersøke hvordan konsentrasjonen av suspendert stoff, fosfor, nitrogen, løst organisk karbon og metaller varierer gjennom fordrøyningsdammen for en vekstperiode (mai- september). Studiet vil også se på hvordan variasjoner i nedbør, vannstand og vannføring påvirker dammens vannkvalitet gjennom denne perioden. Problemstillingen som undersøkes i denne oppgaven er *koblingene mellom vannstand og*

vannkvalitet (partikler, næringsstoffer og metaller) gjennom en vekstperiode i en nylig etablert fordrøyningsdam. Hovedhypotesen er at fordrøyningsdammen holder tilbake partikler og næringsstoffer som endrer vannkvaliteten mellom oppstrøms og nedstrøms stasjoner.

2 Områdebeskrivelse

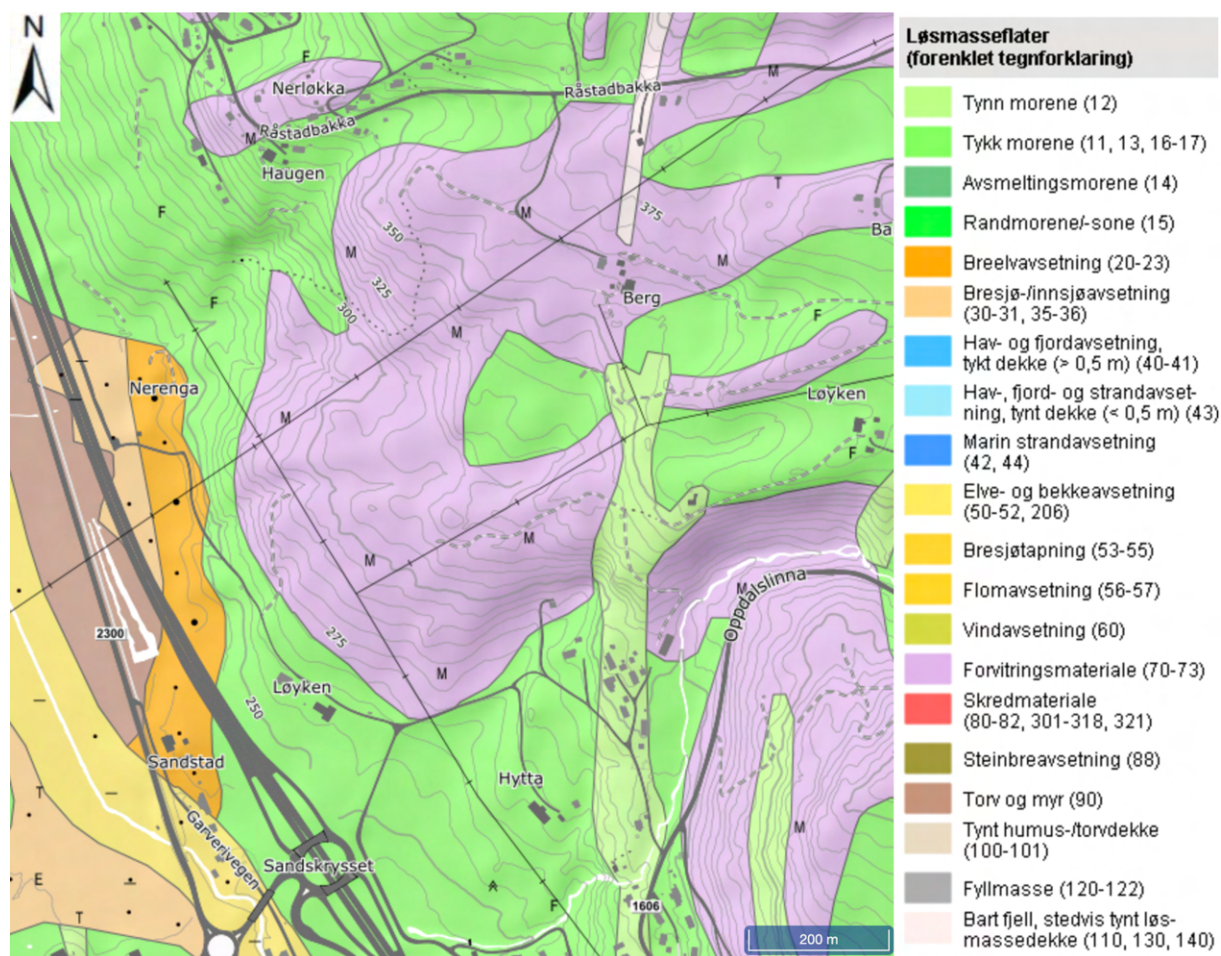
Utbyggingen av ny rv. 4 mellom Roa og grensen til Gran-kommune omfatter en 4,2 km lang firefelts motorvei. Grunnforholdene langs traseen varierer betydelig og består av friksjonsmasser, morene, torv og kvikkleire. Det er bygget ca. 550 m vei over myr. For å sikre stabilitet under denne veistrekningen ble det benyttet 16 780 sementpæler som en del av grunnforsterkningen. Det tilsvarer nesten 9000 tonn sement. Sementpæler er massive, betongsøyler som bidrar til å stabilisere løsmasser. Sammenlignet med tradisjonelle metoder som masseutskiftning har denne løsningen medført en reduksjon av CO₂ utslipp på rundt 30 % ifølge beregninger som har blitt utført av Statens vegvesen (Bjørhusdal & Riis, 2023). Mot slutten av veiprojektet (utbyggingen av den nye rv. 4) ble fordrøyningsdammen bestilt av Statens Vegvesen.



Figur 2. Til venstre: Norgeskart hentet fra karttjenesten NEVINA (NVE. (u.å.). Til høyre: Dronebilde av fordrøyningsdammen ved riksvei 4 i Roa (SVV).

Fordrøyningsdammen ble ferdig gravd ut i mai 2024 og er strategisk plassert mellom den eksisterende (gamle rv. 4) og den nye veitraseen (ny rv. 4) som illustreres i figur 2. Dammens

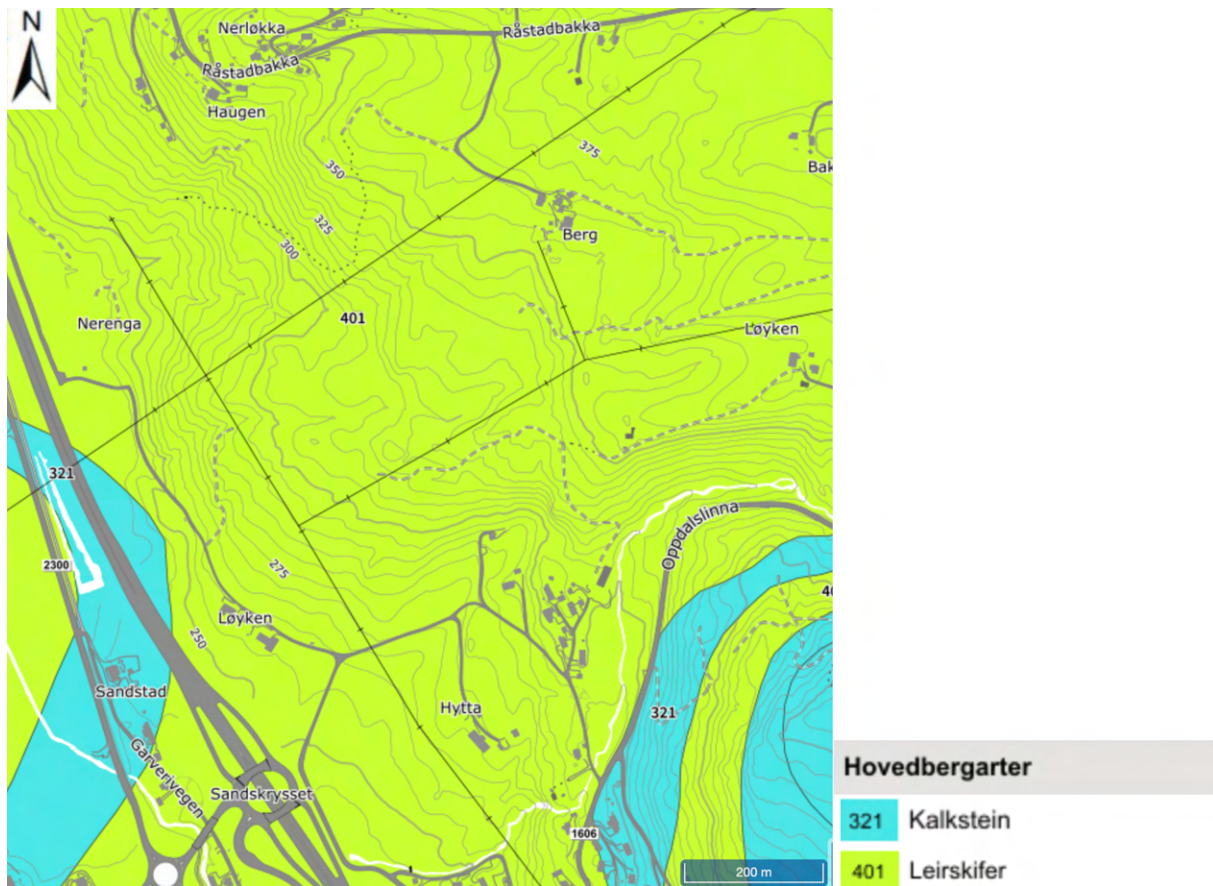
hovedfunksjoner er å håndtere overvann fra vei, forsinke vannstrømmer, fange opp sedimenter og å redusere innholdet av næringsstoffer og forurensninger før vannet renner videre til elva Vigga. Området rundt rv. 4 inkluderer både landbruksarealer og våtmarksområder som er viktige for fuglelivet og annet dyreliv. Effektiv rensing av avrenningen er derfor spesielt viktig. Landskapet rundt fordrøyningsdammen preges av varierte løsmasser og en sammensatt berggrunn. Kartlegging fra Norges geologiske undersøkelse (NGU) illustrert i *figur 3* viser at området består av morenejord, friksjonsmasser, forvittringsmateriale og større avsetninger av torv og myr.



Figur 3. Løsmassekart over området ved en fordrøyningsdam som ligger ved riksvei 4 i Roa. Målestokk 1:50 000 (NGU, u.å.a).

I forbindelse med utbyggingen av den nye rv. 4 ble det utført en del geotekniske undersøkelser for å sjekke stabilitet på grunnforsterkningen av ny vei over ett bløtt område (Bjørhusdal & Riis, 2023). Etter gjennomgangen ble det funnet en del skjell og sneglehus på et dyp på 10-10,8 meter. Dette indikerer at området tidligere har vært dekket av hav og det har blitt avdekket flere områder med kvikkleire. Dette var ikke fullt ut kartlagt på forhånd, ettersom det ikke er indikert marine avsetninger på løsmassekartet (Bjørhusdal & Riis, 2023).

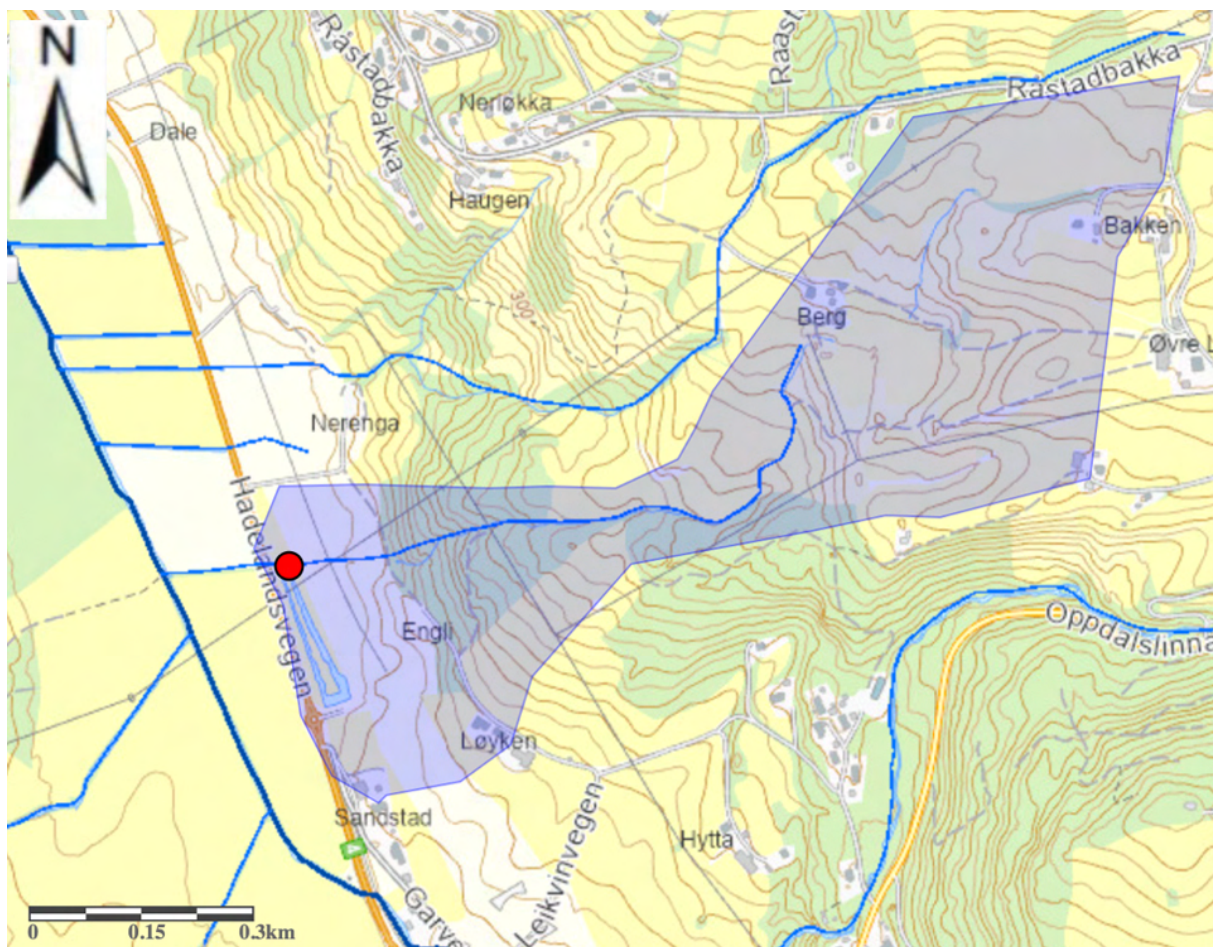
Berggrunnen i området domineres av kalkstein og leirskifer (alunskifer) som illustreres tydelig i *figur 5*. Mineralinnholdet i disse bergartene kan påvirke sammensetningen av avrenningsvannet fra fordrøyningsdammen.



Figur 4. Berggrunnskart over området ved en fordrøyningsdam som ligger ved riksvei 4 i Roa. Målestokk 1:50 000 (NGU, u.å.b).

2.1 Nedbørsfelt

Nedbørsfeltet til fordrøyningsdammen er illustrert nedenfor i *figur 5*. Nedbørsfeltet har et areal på 0,4 km² og består hovedsakelig av skog og dyrket mark (NVE, u.å.a) (*Vedlegg 1*). Parallelt med rv. 4 renner elva Vigga, som er et sentralt vassdrag i området. Vigga er en middels stor elv med en lengde på ca. 25 km, som har sitt utspring sør for Roa og renner nordover. Elva og tilløpbekkene passerer gjennom store jordbruksområder (Vannområde Randsfjorden, 2021).



Figur 5. Nedbørsfelt for fordrøyningsdammen ved riksvei. 4 i Roa. Hentet fra karttjenesten NEVINA (NVE, u.å.a).

3 Metode

3.1 Nedbørsfelt og hydrologiske stasjoner

Nedbørsfeltet for fordrøyningsdammen ble beregnet ved hjelp av karttjenesten NEVINA til Norges vassdrag- og energidirektorat (NVE) som illustreres i *figur 5* ovenfor (NVE).

Nedbørsdata er hentet fra norsk klimasenter (SeKlima). Målestasjon for måling av nedbørsmengder heter Lunner (SN20520) og er plassert i Lunner kommune som er den nærmeste målestasjon til fordrøyningsdammen. Hydrologiske data om vannstand, vannføring og vannføringskurve er hentet fra sildre.nve.no (NVE, u.å.b). Nærmeste målestasjonen er Jaren ndf (Stasjon nr 12.286.0) som ligger i Gran kommune ovenfor Roa. I *figur 6* vises plasseringen av de ulike målestasjonene i forhold til fordrøyningsdammen.



Figur 6. Oversikt over nærmeste målestasjoner i forhold til fordrøyningsdammen ved riksvei. 4 (Kartverket, u.å).

3.2 Feltarbeid

Feltarbeid ble gjennomført i perioden fra 28. mai til 3. september ved Riksvei 4 i Roa.

De røde punktene på figur 7 nedenfor viser plasseringen av prøvetakningsstasjonene.

Nummeringen følger vannets strømningsretning, hvor stasjon 1 er oppstrøms og stasjon 2-6

er nedstrøms. De svarte punktene viser plasseringene av grunnvannsmålerne.

Grunnvannsmålerne ble plassert for å registrere om vann fra Vigga drenerte inn i kanalen og fordrøyningsdammen ved rask vannstandheving i Vigga (endret strømretning).

Grunnvannsmåler 1 står mellom fordrøyningsdammen og ny rv. 4 i leire for å registrere grunnvannstand. Grunnvannsmåler 2 står i fordrøyningsdammen på det dypeste punktet.

Grunnvannsmåler 3 står i kanalen og gjenspeiler vannstand i Vigga.



Figur 7. Oversikt over prøvetakningsstasjoner (røde punkter) og grunnvannsmålere (svarte punkter) i tilknytning til en fordrøyningsdam ved rv. 4. Målestokk 1:2500 (Kartverket, u.å.).

For å overvåke grunnvannsnivået ble det benyttet automatiske grunnvannsmålere installert i brønner. Målerne registrerte trykk, men siden loggerne ikke var koblet til GPS eller et frittstående barometer som referanse, var det ikke mulig å konvertere dataene til absolutte høydekoter. Derfor er det kun de relative variasjonene mellom grunnvannsmålere som benyttes i analysen. Hver måler er satt til en fast referansehøyde, slik at det er kun endringer i grunnvannsnivå kan sammenlignes mellom målestasjoner. I utgangspunktet registrerer loggeren kun trykk, men en innebygd formel i programvaren konverterer dette til grunnvannsnivå i centimeter. Dette gir et grunnlag for å analysere variasjoner i grunnvannsnivå over tid, selv om de absolutte høydene ikke er kjent.



1: 6693000 N 257378 Ø



2: 6692995 N 257228 Ø



3: 6692896 N 257269 Ø



4: 6692814 N 257292 Ø



5: 6692998 N 257213 Ø



6: 6692990 N 257157 Ø

Figur 8. Bilder av prøvetakningsstasjonene (1-6) i en fordrøyningsdam ved riksvei. 4 i Roa med tilhørende koordinater.

Figur 8 viser de ulike stasjonene fra 1-6 hvor vannprøver ble tatt annenhver uke på tirsdager ved disse datoene; 28. mai, 11. juni, 25. juni, 9. juli, 23. juli, 6. august, 20. august og 3. september i 2024. Det ble samlet inn vannprøver ved stasjon 1, 3, 4 og 6 i plastbeholdere på 0,5 L og 2,5 L ved stasjon 2 og 5 (*figur 9*) for hver gang. Plastbeholderne ble markert på forhånd med nummerering etter stasjonsnummer. Plastbeholderne ble skylt 3 ganger med prøvetakningsvannet før prøvetakning, hvor vannet ble kastet nedstrøms for å ikke forstyrre prøven. Vannet ble hentet opp ved hjelp av en vannhenter som illustreres i *figur 10*. Den kom ikke i kontakt med bunnen i fordrøyningsdammen for å hindre å få med grums i vannprøvene. Det ble samlet inn totalt 48 vannprøver for videre analysering på jord- og vannlaboratoriet i Jordfagbygningen, NMBU.



Figur 9. Til venstre: Vannhenter. Til høyre: Plastbeholdere på 0,5 L og 2,5 L.

3.3 Laboratoriearbeid

Plastbeholderne med prøvevann ble fraktet til laboratoriet etter feltarbeidet.

Plastbeholderne ble grundig ristet for å oppnå homogenitet i prøvevannet. Hvert prøverør ble markert med dato, stasjonsnummer, navn og analysetype. 10 mL prøvevann fra hver plastbeholder ble pipettert over i to separate prøverør for senere analyse av total fosfor (TP) og totalt nitrogen (TN). I tillegg ble ytterlige 10 mL prøvevann pipettert over til et prøverør og tilsatt konsentrert salpetersyre (HNO_3) for konservering av prøvene for senere analyse av metaller (forhold 1:10). Unntak ble gjort for de to første prøvetakningsdagene (28.05.24 og 11.06.24), hvor prøvetakningsvannet ble først filtrert før tilsetning av syre. Dette innebærer at kun løst metallfraksjon ble målt. Dette skiller seg fra de senere prøvetakningsdagene, hvor den totale metallkonsentrasjonen (inkludert partikkelbundet) ble registrert. Forskjellen i prøvetakningsmetode gjør det vanskelig å sammenligne metallverdiene direkte over tid. Etter at syren var tilsatt, ble prøverørene vendt 10 ganger for å sikre god blanding.

3.3.1 Filtrering

Prøvevannet fra de ulike prøvetakningsstasjonene ble filtrert gjennom en glassfiberfilter (GF/C fra Whatman) med porestørrelse på 1,2 mikrometer (μm). Oppsettet av filtreringen vises i *figur 10* og alle delene ble skylt minst tre ganger mellom hver filtrering. Videre ble det pipettert 45 mL av det filtrerte prøvevannet i prøverør for å videre analysere av løste næringsstoffer som fosfat, nitrat og løst organisk karbon. Alle prøverørene både ufiltrerte og

filtrerte ble lagret i en mørk fryser ved -23°C inntil videre analyse, med unntak av de syrekonserverte prøvene som ble lagret i kjøleskap.



Figur 10. Til venstre: Oppsett av prøverør med markeringer. Til høyre: Oppsett av filtrering av vannprøver.

3.3.2 Suspendert stoff

Prøvevannet fra stasjon 2 og 5 ble filtret inntil filtreringshastigheten ble kraftig redusert. Mengde vann (liter) som passerte filteret ble notert. Mengde vann som ble filtrert, varierte avhengig av partikkelinnholdet i prøven. For å oppnå representative prøver var det avgjørende å riste plastbeholderne grundig før filtrering for å forhindre sedimentering av partikulært materiale. Etter filtreringen ble filtrert plassert i et tørkeskap ved 105°C i en time for å fjerne all væske. Når tørkingen var fullført, ble filteret veid for å bestemme mengden suspendert stoff. Konsentrasjonen av total suspendert stoff (TSS) i mg/L ble beregnet ved å dividere partikkelvekten med det totale filtrerte volumet tatt i hensyn til vekten av filterpapiret.

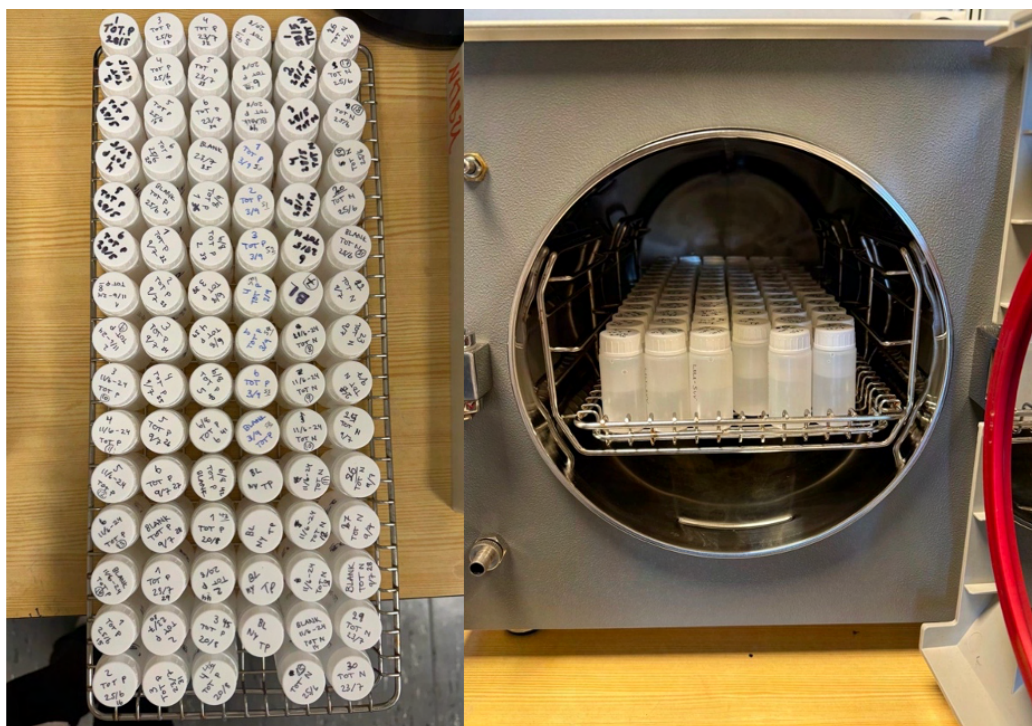
3.3.3 pH og konduktivitet

pH-verdien og konduktivitet ble målt direkte fra totalprøven. pH-verdien ble bestemt ved hjelp av en pH elektrode tilkoblet en pH-meter som måler aktiviteten av H^+ -ioner i vannprøven. Konduktiviteten ble målt ved bruk av instrumentet WWR pHenomenal MU 6100

H og uttrykt i enheten mikroSiemens. Denne målingen gir et mål på vannets evne til å lede elektriske strømmer, som avhenger av konsentrasjonen av oppløste salter og ioner i prøven.

3.3.4 Analyse av fosfor

Total fosfor (TP) ble analysert ved hjelp av et spektrofotometer i henhold til norsk standard (NS-4725) modifisert av Digernes (2004) (internt notat Jord- og vannfaglaboratoriet, NMBU). Total fosfor inkluderer alle former for fosfor både løst og bundet i partikler. Det ble laget fire nye blankprøver for å sikre at målingene var nøyaktige ettersom prøvene hadde vært fryst. De ufiltrerte vannprøvene ble tilsatt peroksidisulfat som oksidasjonsmiddel og autoklavert i en autoklav (Tuttnauer)(figur11) som bryter ned bundet fosfor til ortofosfat. Deretter ble det tilsatt askorbinsyre og molybdat for å danne et blåfarget kompleks, hvor intensiteten av fargen er proporsjonal med fosforkonsentrasjonen i prøven. Absorbansen ble målt ved en bølglengde på 880 nanometer (nm) ved bruk av et spektrofotometer (Shimadzu UV-1201). Konsentrasjonen av total fosfor ble beregnet ut fra en standardkurve med kjente fosforstandarder. For filtrerte vannprøver ble fosfatkonsentrasjonen bestemt direkte uten autoklaving, da ortofosfat allerede var tilgjengelig.



Figur 11. Til venstre: Total fosfor- og nitrogenprøver. Til høyre: TP og TN i en autoklav.

3.3.5 Analyse av nitrogen

Ufiltrerte prøver ble først behandlet ved å tilsette 5 mL kaliumperoksydsulfat som oksidasjonsmiddel for å bryte ned nitrogenforbindelser og omdanne dem til nitrat. Deretter

ble prøvene autoklavert ved 1 atm og 121 °C i 30 minutter for å sikre fullstendig oksidasjon av organisk bundet nitrogen til nitrat. Analysen av totalt nitrogen (TN) ble utført av kvalifisert teknisk personale ved bruk av instrumentet Flow Injection Analyser (FIAstar 5000 analyser), i henhold til norsk standard (NS-4743). Metoden bestemmer totalt nitrogeninnhold i en vannprøve ved å måle mengden nitrat som reagerer. Først omdannes nitrat til nitritt ved hjelp av en kadmiumkolonne i en løsning med pH mellom 8 og 8,5. Deretter reagerer nitritt med sulfanilamid i en sur løsning og danner diazoforbindelse. Når denne videre reagerer med N-(1 naftyl) etylendiamin, dannes et fiolett-rødt azo-fargestoff. Absorbansen til fargestoffet ble automatisk målt av FIA-systemet ved en bølgelengde på 540 nm og sammenlignet med en kalibreringskurve basert på standardløsninger. Den målte absorbansen ble brukt til å beregne nitratmengden og dermed den totale nitrogen konsentrasjonen i vannprøvene.

3.3.6 Løst organisk karbon

Løst organisk karbon (DOC) ble analysert av kvalifisert personell på Jord og vannlaboratoriet på MINA i henhold til norsk standard (NS-EN 1484) ved bruk av en Shimadzu TOC-V CPN analyseinstrument. DOC er organisk bundet karbon i en vannprøve filtrert gjennom et 0,45 µm filter (Sillanpää, 2015).

3.3.7 Metaller

Metallanalysen ble utført av kvalifisert teknisk personale ved bruk av Induktivt Koblet Plasma Massespektrometri (ICP-MS) for å bestemme konsentrasjoner av metaller i vannprøvene. Alle prøvene er korrigert for fortynningene med HNO₃ - konservering (10 %). Analysene er kvalitetssikret ved bruk av standard referansemateriale for sporstoffer i vann (1643f). ICP-MS er basert på ionisering av prøven i en høytemperatur plasma, der metallene omdannes til ladede ioner (Egeland, 2025). Deteksjonsgrenser- og kvantifiseringsgrenser for metaller er lagt ved som *Vedlegg 2*.

3.4 Grenseverdier i Vannforskriften

Vannkvaliteten i fordrøyningsdammen ble vurdert i henhold til grenseverdiene fastsatt i Vannforskriften som et sammenligningsgrunnlag. Det stilles imidlertid ingen juridiske krav om at fordrøyningsdammen skal oppfylle miljømålene fastsatt i vannforskriften. Forskriften

inkluderer et klassifiseringssystem med fem tilstandsklasser for økologisk tilstand: svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). *Tabell 1* viser klassegrensene for total fosfor- og nitrogen. For naturlige overflatevann er miljømålet at tilstanden ikke skal forringes og at vannforekomsten skal oppnå minst god økologisk og kjemisk tilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

Tabell 1. Klassegrenser for total fosfor- og nitrogen for klar, moderat kalkrike til kalkrike elver i lavland (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Tot-P (µg/L)	1 – 15	15 – 25	25 – 38	38 – 65	> 65
Tot-N (µg/L)	1 – 425	425 – 675	675 – 950	950 – 1425	> 1425

Innholdet i *tabell 2* er hentet fra veileder M-608 og viser tilstandsklasser av tungmetaller i ferskvann. Disse klassegrensene er utformet for å indikere økende grad av påvirkning på organismsamfunnet i vannsøylen (Miljødirektoratet, 2020).

Tabell 2. Tilstandsklasser med tilhørende grenseverdier for vurdering av metaller i ferskvann (µg/L) med tilhørende fotnoter (Miljødirektoratet, 2020).

Navn på stoff	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Metaller (µg/L)					
Sink (Zn)	0 – 1,5	1,5 – 11		11 – 60	> 60
Kobber (Cu)	0 – 0,3	0,3 – 7,8		7,8 – 15,6	> 15,6
Kadmium (Cd)	0 – 0,003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
Krom (Cr)	0 – 0,1	0,1 – 3,4			> 3,4

¹ Klasse II Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.08 (< 40 mg CaCO₃/L); 0.08 (40 – <50 mg CaCO₃/L); 0.09 (50 – <100 mg CaCO₃/L); 0.15 (100 – <200 mg CaCO₃/L); 0.25 (≥200 mg CaCO₃/L).

² Klasse III Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 0.45 (< 40 mg CaCO₃/L); 0.45 (40 – <50 mg CaCO₃/L); 0.60 (50 – <100 mg CaCO₃/L); 0.9 (100 – <200 mg CaCO₃/L); 1.5 (≥200 mg CaCO₃/L).

³ Klasse IV Cd verdier avhengig av vannets hardhet: ≤ 4.5 (< 40 mg CaCO₃/L); 4.5 (40 – <50 mg CaCO₃/L); 6.0 (50 – <100 mg CaCO₃/L); 9.0 (100 – <200 mg CaCO₃/L); 15 (≥200 mg CaCO₃/L). Verdier over tilhører klasse V.

3.5 Statistiske metoder

En paret t-test ble brukt for å vurdere om de ulike prøvestasjonene var signifikant forskjellige i rom og tid, og en prinsipal komponent analyse (PCA) ble brukt for å identifisere variabler som viser sammenheng med hverandre (clusters).

3.5.1 T- test

En t-test for avhengige middelerverdier brukes til å sammenligne middelerverdiene (gjennomsnittet) av to sett med målinger som er direkte knyttet (relatert) til

hverandre. Ved bruk av t-test kan man vurdere om det er en statistisk signifikant forskjell mellom de to målingene, og dermed trekke konklusjoner om hvordan de relateres til hverandre. Det ble brukt t-test for å vurdere om det er statistisk signifikant forskjell mellom vannkvalitetsparametere målt ved innløpet og utløpet i fordrøyningsdammen. Analysene ble gjennomført ved hjelp av en nettbasert t-test kalkulator med forskjellige signifikansnivåer (1%, 5%, 10%) for avhengige utvalg fra Social Science Statistics (Social Science Statistics, u.å). Det er viktig å bemerke seg at dataene er ikke normalfordelte, selv om t-test forutsetter normalfordelt data. Verdier under deteksjonsgrensen ble delt på 2 for å minimere skjevhet i datasettet.

3.5.2 Prinsipal komponent analyse

Prinsipal komponent analyse (PCA) ble utført i R versjon 4.4.3 og brukes for å redusere dimensjonaliteten i et datasett, samtidig som den bevarer mest mulig av variasjonen i dataene. Målet med PCA er å omdanne et sett med muligens korrelerte variabler til et mindre sett med ukorrelerte variabler, kalt prinsipale komponenter (PC-er), som fanger opp den største variasjonen i dataene. PCA ble benyttet for å identifisere mønstre i vannkvalitetsdataene og undersøke hvilke parametere som hadde størst påvirkning på variasjonen i prøvene (Hasan & Abdulazeez, 2021). Ved hjelp av PCA ble de opprinnelige variablene omgjort til et nytt sett med komponenter, der den første komponenten (PC1) forklarer mest mulig av variansen i dataene, den andre komponenten (PC2) forklarer nest mest, og så videre.

I PCA-plottene indikerer piler som peker i samme retning at variablene de representerer er sterkt korrelerte. Piler som peker i motsatte retninger representerer variabler som har negativ korrelasjon, mens piler som står vinkelrett indikerer at de er uavhengige og ingen korrelasjon (Jolliffe, 2002). Lengden på pilene viser hvor stor innflytelse variabelen har på hovedkomponentene, hvor lengre piler bidrar mer til variansen (Greenacre, 2010). Før PCA-analysen ble datasettene standardisert ved at de ble transformert slik at de hadde et gjennomsnitt på 0 og et standardavvik på 1. Denne standardiseringen er nødvendig for å sikre at variabler med ulike måleenheter eller stor verdi ikke dominerer analysen. I tillegg ble eventuelle verdier under deteksjonsgrensen delt på 2 for å redusere mulige skjevheter i datasettet, og dermed forbedre påliteligheten til analysen.

3.6 Feilkilder og usikkerhet

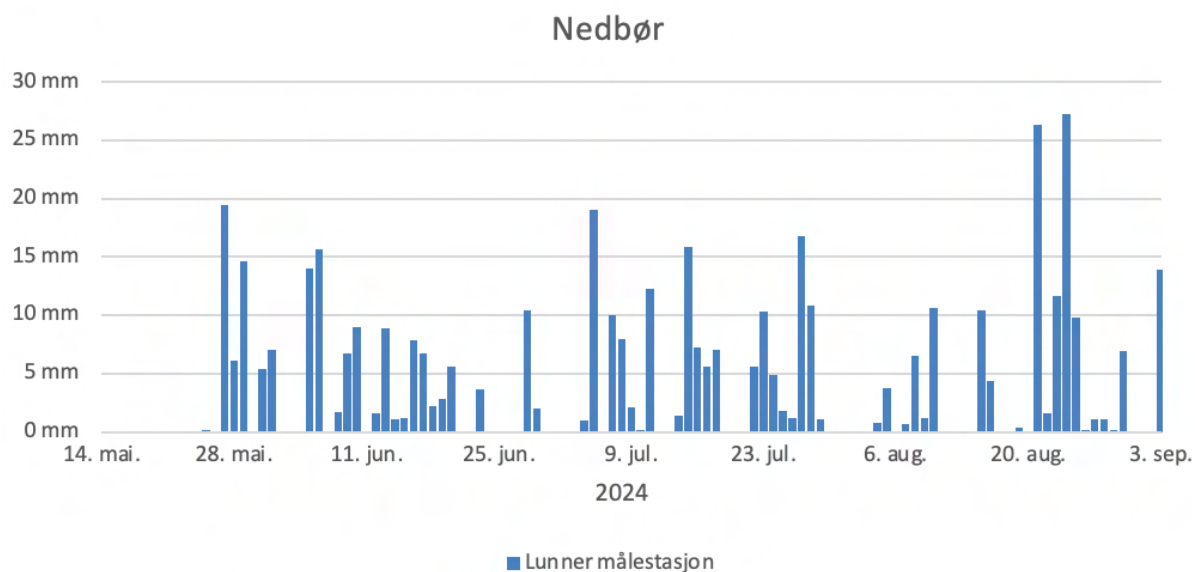
For å minimere feilkilder ble prøvetakningen og analysene gjennomført etter standardiserte prosedyrer, men likevel kan det være en viss grad av usikkerhet i resultatene, som bør tas i betraktning ved tolkning av dataene. Potensielle feilkilder og usikkerheter inkluderer prøvetakning og håndtering, der krysskontaminering kan oppstå til tross for grundig skylling av plastbeholderne. Kontaminering kan også skje ved berøring av innsiden av utstyr. Eksponering for lys og temperatur under transport kan ha påvirket den biologiske aktiviteten i vannprøvene. Unøyaktigheter i pipettering, målefeil, samt feil ved kalibrering av måleinstrumenter kan påvirke analysens nøyaktighet. I tillegg kan prøvetakingsintervallet påvirke representativiteten av dataene, da målingene kun gir et øyeblikksbilde av vannkvaliteten. Variasjoner mellom prøvetakingsdager kan føre til at enkelte hendelser, som kortvarige endringer i vannkvalitet etter nedbør, ikke fanges opp. Hyppigere prøvetaking kunne gitt et mer detaljert bilde av sesongvariasjoner og kortsiktige endringer.

4 Resultater

Resultatene presenterer nedbør, vannstand og vannføring, samt analyser av ulike vannkvalitetsparametere målt i perioden mai til september 2024. Det undersøkes både tidsmessige variasjoner og forskjeller mellom stasjoner. Stasjon 1 som ligger oppstrøms og antas å være upåvirket av den nye veien, brukes som referanse for å vurdere eventuelle endringer i vannkvaliteten nedstrøms. Analysene fokuserer på hvordan vannkvaliteten varierer mellom stasjoner og over tid, samt effekten av fordrøyningsdammen.

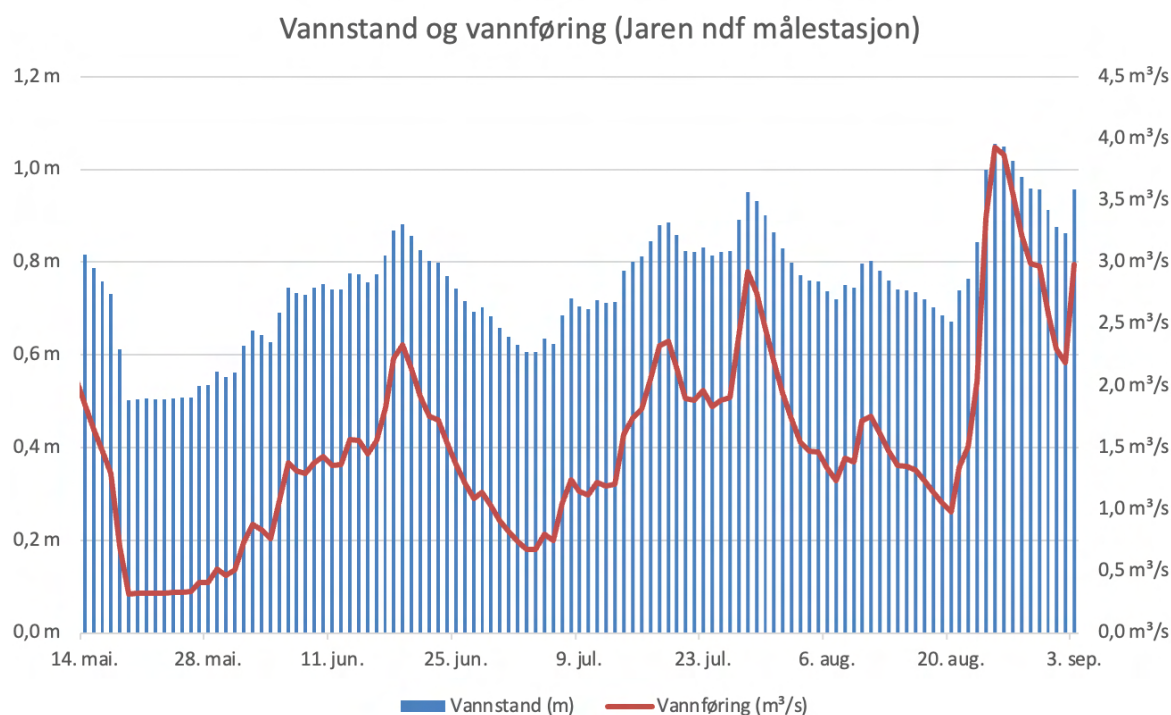
4.1 Nedbør og hydrologisk data

Nedbørsmålingene fra Lunner målestasjon viser betydelige variasjoner i nedbørsmengden i perioden 1. mai til 3. september (*figur 12*). I store deler av perioden var det flere sammenhengende dager uten nedbør, særlig i mai og juni. Mai var preget av en lengre tørrperiode fram til slutten av måneden, hvor et kraftig regnskyll kom den 27. mai (19,5 mm). Juli var preget av enkelte kraftige nedbørdager, blant annet 5. juli (19 mm) og 27. juli (16,8 mm). August hadde den høyeste daglige nedbørsmengden i perioden, med 26,3 mm den 21. august, tett fulgt av 24. august (27,3 mm). De siste 3 dagene før 3. september viste igjen økende nedbør, inkludert 3. september hvor det regnet 13,9 mm.



Figur 12. Nedbør (mm per døgn) ved Lunner målestasjon fra 1. mai til 3. september 2024 (Norsk klimasenterservice (u.å)).

Vannstandsmålingene fra Jaren målestasjon viser en tydelig sesongvariasjon i løpet av perioden. Figur 13 viser i begynnelsen av mai at vannstanden lå på rundt 0,98 meter, med en gradvis nedgang til månedens laveste nivå (0,501 meter den 19. mai) og en gradvis økning gjennom sommeren med en topp på 1,054 m den 25. august før en ny nedgang i september.



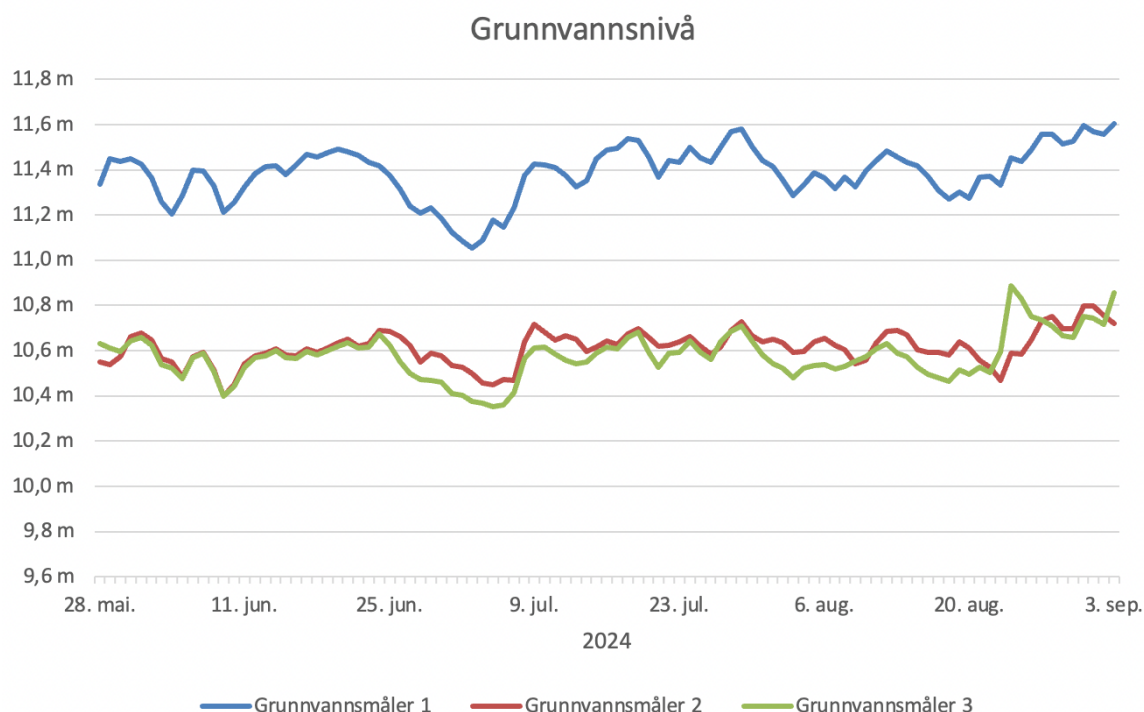
Figur 13. Vannstand (m) og vannføringskurve(m³/s) fra Jaren ndf målestasjon fra 1. mai- 3. september 2024 (NVE, u.å.b).

Vannføringen følger et lignende mønster, med laveste verdi i mai (0,313 m³/s den 19. mai) og økende strømming gjennom sommeren, med høyeste måling på 3,926 m³/s den 25. august.

Disse endringene sammenfaller med nedbørsmønsteret, der kraftige regnskyll, spesielt i juni, juli og august, førte til økt vannføring og vannstand, mens tørre perioder med høy fordampning, som i mai, resulterte i lavere nivåer. Resultatene viser en sesongmessig trend med lavest vannstand og vannføring sent på våren (mai) og en tydelig økning gjennom sommeren, med et maksimum i slutten av august.

4.2 Grunnvannsmålere

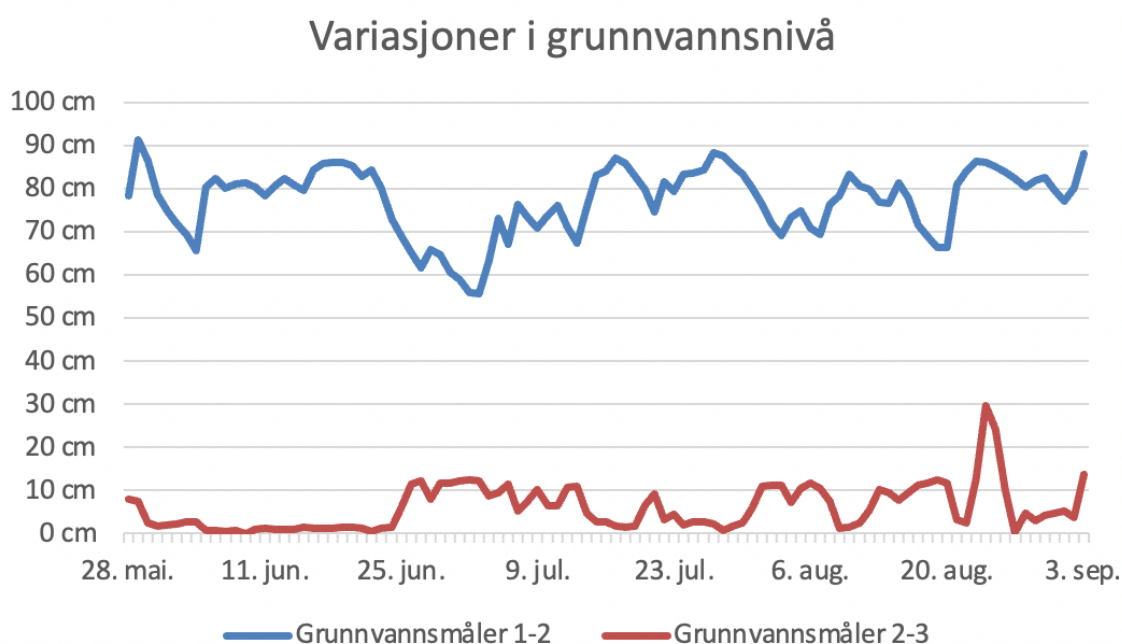
Verdiene i *figur 14* representerer relative grunnvannsnivåer registrert ved tre forskjellige målesteder. Forskjellene mellom de tre målepunktene er relativt små, men viser en viss samvariasjon, spesielt i perioder med kraftige endringer.



Figur 14. Grunnvannsnivået (m) ved tre ulike grunnvannsstasjoner i en fordrøyningsdam ved rv. 4 i Roa, fra 28. mai-3. september 2024.

Dataene er presentert som relative forskjeller mellom grunnvannsmålere, da de absolutte høydene ikke kunne beregnes. Likevel gir grunnvannsnivået en indikasjon på vannets strømretning fra målepunkt 1 til 2. Ettersom nivåene i punkt 2 og 3 er relativt like, kan det tyde på at vannstanden i dammen representerer et grunnvannsnivå som er synlig i terrenget. Grafene i *figur 15* viser dermed variasjoner i grunnvannsnivå mellom brønnene i cm, men dette er relativt til et gitt nullpunkt. Variasjonen av grunnvannsnivået mellom måler 1 og 2 viser svingninger gjennom perioden, med verdier som starter på 78 cm den 28. mai og

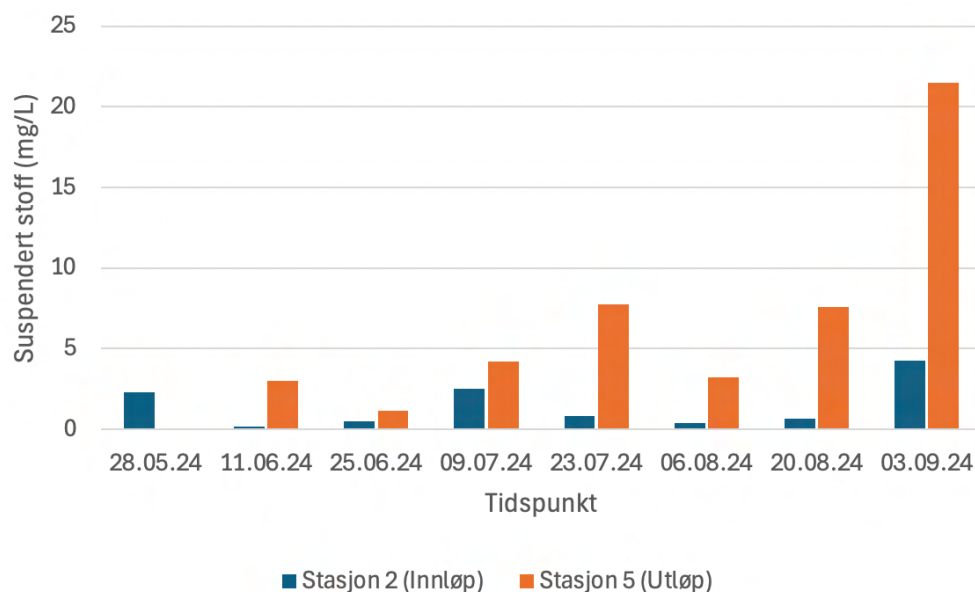
avslutter på 88 cm den 3. september. Perioder med økt variasjon er observert, særlig rundt slutten av juni og begynnelsen av juli, hvor nivået synker fra 80 cm til 56 cm i løpet av få dager. Avstanden mellom måler 2 og 3 viser gjennomgående mindre variasjoner, men med enkelte markante topper. I starten av måleperioden ligger variasjonene mellom 8 cm og 0 cm, med små svingninger. Imidlertid observeres større variasjoner i midten og slutten av perioden, spesielt rundt 24. og 25. august, hvor det registreres en betydelig økning av variasjon opp til 29,7 cm.



Figur 15. Variasjoner i grunnvannsnivå (cm) mellom grunnvannsmåler 1-2 og 2-3 i en fordrøyningsdam ved rv. 4 i Roa fra 28. mai- 3. september 2024.

4.3 Suspendert stoff

Målinger av suspendert stoff ble utført ved stasjon 2 (innløp) og stasjon 5 (utløp) i fordrøyningsdammen. For stasjon 5 ble det ikke tatt vannprøve den 28. mai på grunn av manglende plastbeholder på 2,5 L. Resultatene i figur 16 viser en betydelig variasjon over tid mellom stasjonene, der utløpet konsekvent har høyere verdier av partikulært materiale enn innløpet, spesielt i juli, august og september. Generelt var nivåene av suspendert stoff lave i mai og juni, men fra juli og utover sommeren økte konsentrasjonene, spesielt ved stasjon 5. Den kraftige økningen i suspendert stoff ved stasjon 5 i september, hvor verdien steg til 21,5 mg/L, indikerer en betydelig endring i partikkeltransport mot slutten av måleperioden.

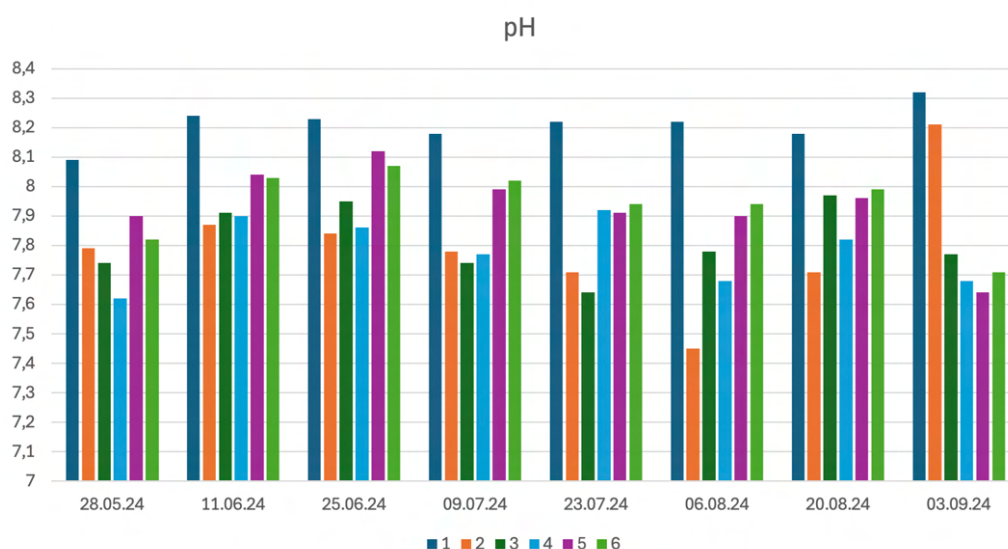


Figur 16. Konsentrasjon av suspendert stoff ved inn- og utløpet av fordrøyningsdammen, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. Det er ingen prøve ved stasjon 5 den 28. mai, grunnet manglede plastbeholder.

4.4 pH, konduktivitet og kalsium

4.4.1 Variasjoner av pH og konduktivitet mellom alle stasjoner

Det var variasjoner i pH mellom stasjonene, hvor stasjon 1 hadde de høyeste pH-verdiene gjennom måleperioden, som vises i *figur 17*. Stasjon 2 hadde gjennomgående lavere pH enn stasjon 1, særlig i august hvor den falt til 7,5, men steg igjen til 8,2 i september. Stasjon 3 og 4 hadde de laveste pH-verdiene i gjennomsnitt, spesielt stasjon 4 som var nede i 7,6 i mai og 7,7 i september. Nedstrømsstasjonene (2-6) er signifikant lavere enn referansestasjonen.

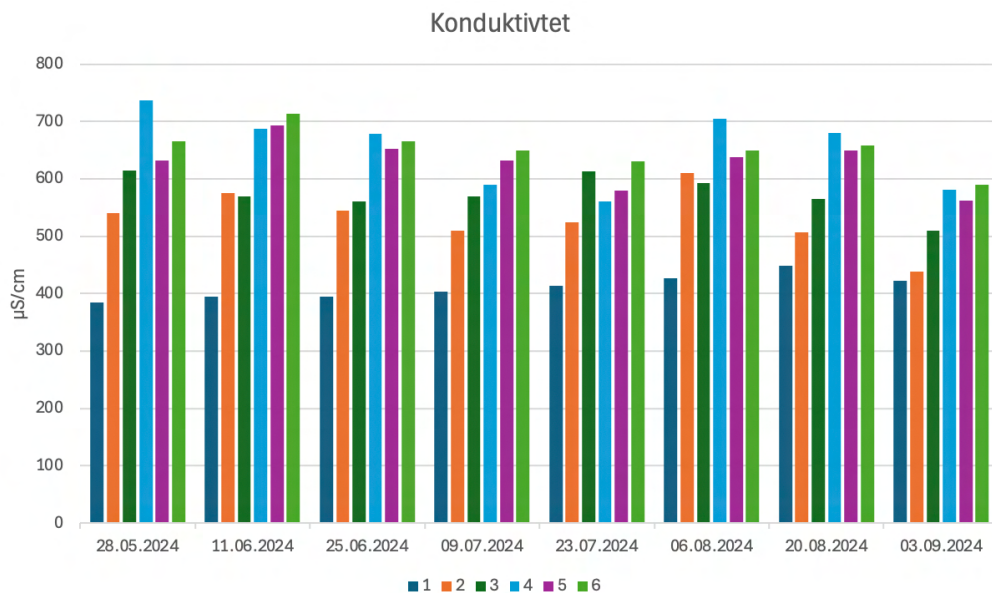


Figur 17. pH-verdier for stasjon 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

Konduktiviteten varierte mer mellom stasjonene og viste en tydelig forskjell i ionekonsentrasjon (*figur 18*). Stasjon 1 hadde lavere verdier i forhold til de andre stasjonene.

Stasjon 4 hadde de høyeste konduktivitetsverdiene gjennom perioden, med en topp på 737 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i mai, mens stasjon 3 og 5 også hadde relativt høye verdier sammenlignet med stasjon 1 og 2. Stasjon 2 viste en tydelig nedgang i konduktivitet mot slutten av perioden.

Konduktiviteten for nedstrømsstasjonene (2-6) er signifikant høyere enn referansestasjonen.



Figur 18. Målinger av konduktivitet for stasjon 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

4.4.2 Oppstrøms vs. gjennomsnitt pH og konduktivitet nedstrøms

Ved å bruke stasjon 1 (oppstrøms) som referanse grunnet den er upåvirket, kan vi vurdere forskjellen mellom oppstrøms og nedstrøms vannkvalitet. Vedlegg 3 viser at gjennomsnittlig pH nedstrøms var lavere enn oppstrøms i alle måleperioder. Stasjon 1 hadde en pH mellom 8,1 og 8,3 mens gjennomsnittet for de nedstrøms stasjonene lå mellom 7,8 og 8.

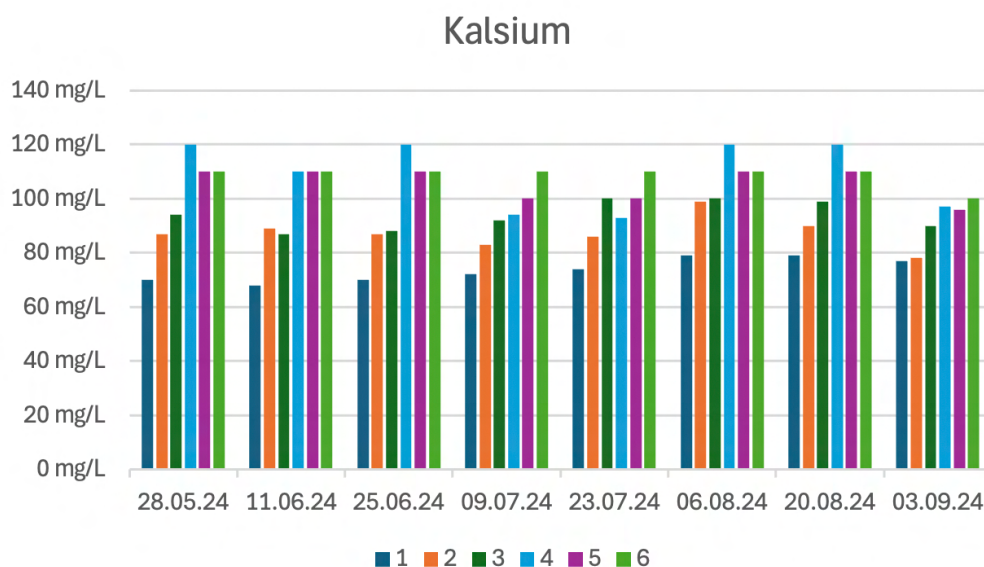
Standardavviket for pH nedstrøms varierte mellom 0,08 og 0,23 med de største svingningene i august og september. Når det gjelder konduktivitet, var forskjellen mellom oppstrøms og nedstrøms enda mer markant (Vedlegg 4). Stasjon 1 hadde verdier mellom 385 og 448 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mens gjennomsnittlig konduktivitet nedstrøms var betydelig høyere, mellom 536 og 648 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Standardavviket varierte mellom 42 og 73 med høyest variasjon i mai og august (20.08.24). Samlet sett viser resultatene at vannkvaliteten endres nedstrøms, med lavere pH og høyere konduktivitet.

4.4.3 Kalsium

Kalsium er en viktig indikator på vanntype og gir informasjon om geologien i området.

Kalsiumkonsentrasjonene var relativt stabile med en tydelig økende trend mellom stasjonene som illustreres i figur 19. Kalsium viste en viss økning ved stasjon 1 gjennom perioden, der

konsentrasjonene steg fra 68 mg/L i mai til 79 mg/L i august. Stasjon 1 hadde lavest nivå, mens stasjon 4,5 og 6 hadde de høyeste verdiene, særlig i mai, juni og august (opptil 120 mg/L). Dette tyder på at vannet nedstrøms har en høyere mineralinnhold enn referanse stasjonen (stasjon 1).



Figur 19. Kalsium konsentrasjoner for stasjon 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert.

4.4.4 Variasjoner av pH og konduktivitet ved innløp og utløp

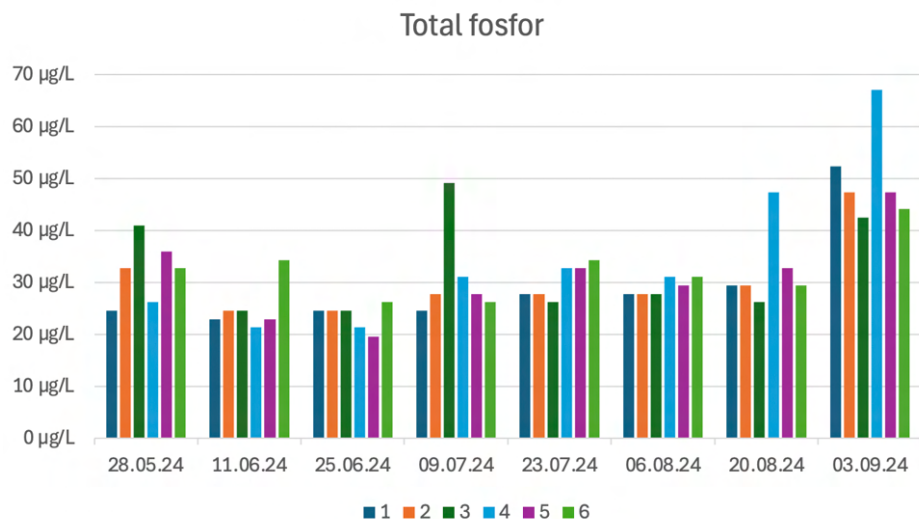
Målingene av pH-verdien ved innløp og utløp viser i *Vedlegg 5* relativt stabile nivåer gjennom perioden, med en generell tendens til høyere pH ved utløpet sammenlignet med innløpet. pH ved innløpet varierer mellom 7,45 og 8,21, mens utløpet ligger mellom 7,64 og 8,12. Den høyeste verdien ved innløpet ble registrert 3. september (8,21), som var den eneste målingen der pH var høyere ved innløpet enn ved utløpet. Lavest pH ble målt 6. august ved innløpet (7,45), mens utløpet holdt seg stabilt rundt 7,9 gjennom store deler av perioden. Konduktivetsmålingene i *figur 18* viser en gjennomgående høyere ledningsevne ved utløpet sammenlignet med innløpet, noe som tyder på en økning i løste ioner gjennom fordrøyningsdammen. Verdiene ved innløpet varierer mellom 439 og 610 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mens utløpet har en variasjon mellom 562 og 693 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Konduktiviteten viser en tendens til å avta mot slutten av perioden, særlig ved innløpet.

4.5 Næringsstoffer

4.5.1 Variasjoner av total fosfor- og nitrogen mellom stasjoner

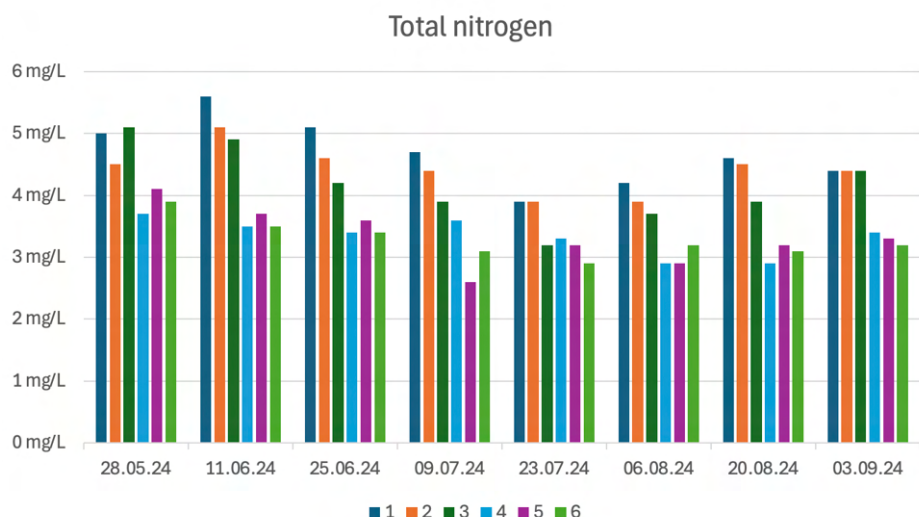
Total fosfor varierte mellom stasjonene i *figur 20*, med stasjon 4 som hadde den høyeste verdien mot slutten av perioden (67,1 $\mu\text{g}/\text{L}$ den 3. september). Stasjon 3 og 5 viste relativt

høye konsentrasjoner sammenlignet med de andre målepunktene. Stasjon 1 og 2 hadde gjennomgående lavere verdier, men begge viste en markant økning mot slutten av perioden. Stasjon 6 lå på et middels nivå gjennom måleperioden, med moderate svingninger.



Figur 20. Total fosfor ved alle stasjoner 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

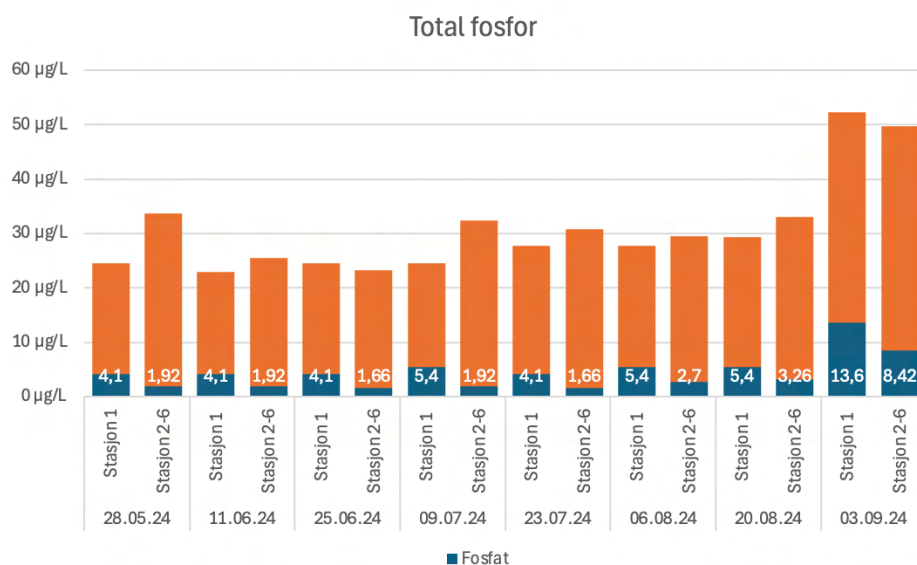
Total nitrogen i *figur 21* viste mindre romlige forskjeller sammenlignet med fosfor. Stasjon 1, 2 og 3 hadde de høyeste TN-konsentrasjonene, særlig i de første målingene. Stasjon 4, 5 og 6 hadde lavere konsentrasjoner gjennom store deler av perioden i forhold til de tre første stasjonene. Generelt hadde de fleste stasjonene en synkende trend av TN i løpet av sommeren.



Figur 21. Målinger av total nitrogen ved alle stasjoner 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

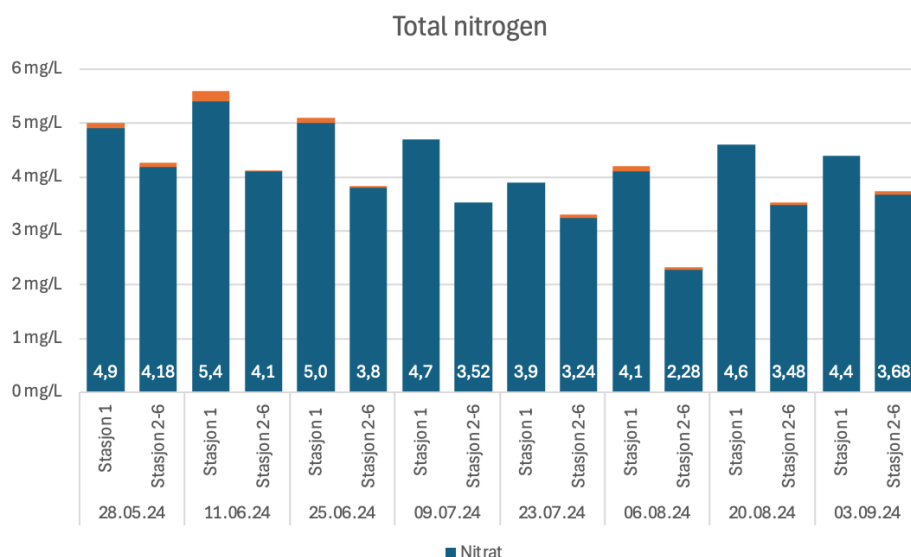
Figur 22 og 23 viser variasjonen i total nitrogen og total fosfor ved to prøvetakningsstasjoner (Stasjon 1 og Stasjon 2-6). Målingene er presentert som stolpediagrammer, der nitrat og fosfat er fremhevet for å vise hvor stor andel av total nitrogen og total fosfor som består av

disse formene. For total fosfor viser resultatene en variasjon mellom 22,9 $\mu\text{g/L}$ og 52,3 $\mu\text{g/L}$ i figuren nedenfor. De høyeste verdiene ble målt den 3. september, hvor konsentrasjonen av fosfat var 13,6 $\mu\text{g/L}$, mens total fosfor var 52,3 $\mu\text{g/L}$. Gjennom perioden ser man en gradvis økning i total fosfor, særlig mot slutten av måleserien. Forskjellen mellom stasjon 1 og stasjon 2-6 er generelt mindre markant enn for nitrogen, men mot slutten av perioden ser vi at stasjon 1 har høyere verdier enn stasjon 2-6. En viktig observasjon er at fosfat utgjør en relativt liten andel av total fosfor.



Figur 22. Målinger av total fosfor for stasjon 1 og gjennomsnitt av stasjon 2-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. Fosfat vises som andel av total fosfor.

Når det gjelder total nitrogen, viser resultatene at konsentrasjonen varierer mellom 2,3 mg/L og 5,6 mg/L i løpet av måleperioden. De høyeste verdiene ble observert ved stasjon 1 den 11. juni og 25. juni, mens de laveste verdiene ble registrert ved stasjon 2-6 den 6. august. Generelt hadde stasjon 1 høyere konsentrasjoner av total nitrogen sammenlignet med nedstrøms stasjonene (2-6). Samtidig viser *figur 23* at nitrat utgjør en stor andel av total nitrogen, noe som antyder at mesteparten av total nitrogen kommer i form av nitrat.



Figur 23. Målinger av total nitrogen for stasjon 1 og gjennomsnitt av stasjon 2-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. Nitrat vises som andel av total nitrogen.

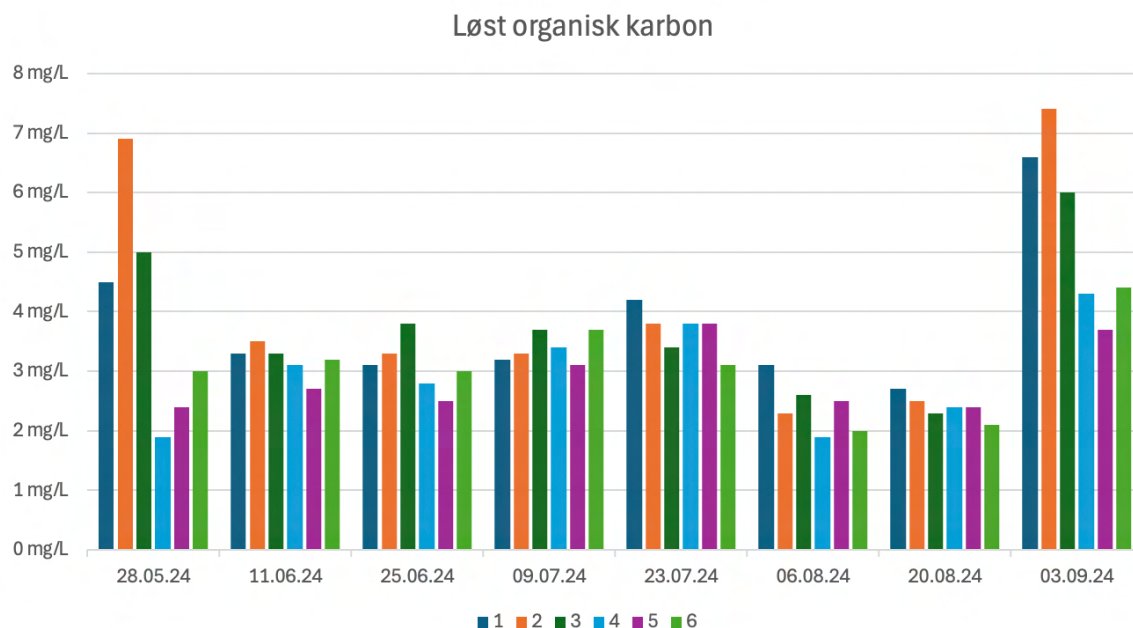
4.5.2 Variasjoner ved inn- og utløp av total fosfor- og nitrogen

For TP var konsentrasjonene relativt like mellom innløp og utløp for de fleste målingene i *Vedlegg 5*. Ved enkelte tidspunkter, som 25. juni var konsentrasjonen ved utløpet (19,6 µg/L) lavere enn ved innløpet (24,5 µg/L), noe som kan indikere en viss tilbakeholdelse av fosfor. Imidlertid var det også perioder, som 28. mai og 23. juli hvor TP var høyere ved utløpet enn ved innløpet, noe som tyder på at fordrøyningsdammen ikke konsekvent reduserte fosforinnholdet i vannet. Den høyeste verdien ble målt 3. september hvor både innløp og utløp hadde en konsentrasjon på 47,4 µg/L. For TN var det en tydeligere reduksjon fra innløp til utløp gjennom hele perioden som illustreres i *Vedlegg 5*. Nitrogenkonsentrasjonen var konsekvent høyere ved innløpet, med verdier fra 3,9 til 5,1 mg/L, mens utløpskonsentrasjonen var lavere, fra 2,6 til 4,1 mg/L. Den største forskjellen mellom innløp og utløp er på 1,8 mg/L og ble observert 9. juli. Samlet sett viser resultatene at nitrogenkonsentrasjonene avtar fra innløp til utløp, mens TP viser en mer variabel utvikling, med enkelte perioder der konsentrasjonene øker ved utløpet.

4.6 Løst organisk karbon

Resultatene i *figur 24* av løst organisk karbon (DOC) viser variasjoner mellom stasjonene og over tid, med høyere verdier tidlig og sent i måleperioden, samt generelt lavere nivåer fra juni til august. I september økte konsentrasjonene markant igjen, med de høyeste målingene i hele perioden observert den 3. september, særlig ved stasjonene 1 (6,6 mg/L), 2 (7,4 mg/L)

og 3 (6,0 mg/L). Generelt viser målingene en sesongmessig trend der DOC-konsentrasjonene er høyest tidlig og sent i perioden, med en tydelig reduksjon midt på sommeren.



Figur 24. Målinger av løst organisk karbon (mg/L) ved alle stasjoner 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

I Vedlegg 5 er DOC-verdiene ved utløpet jevnt lavere enn ved innløpet, med unntak av enkelte tilfeller som 9. juli, hvor DOC ved utløpet (3,1 mg/L) er høyere enn ved innløpet (3,3 mg/L), samt 23. juli, hvor verdiene er identiske (3,8 mg/L). Størst reduksjon i DOC illustreres i figuren 28. mai og 3. september, hvor konsentrasjonen sank med 4,5 mg/L og 3,7 mg/L.

4.7 Metaller

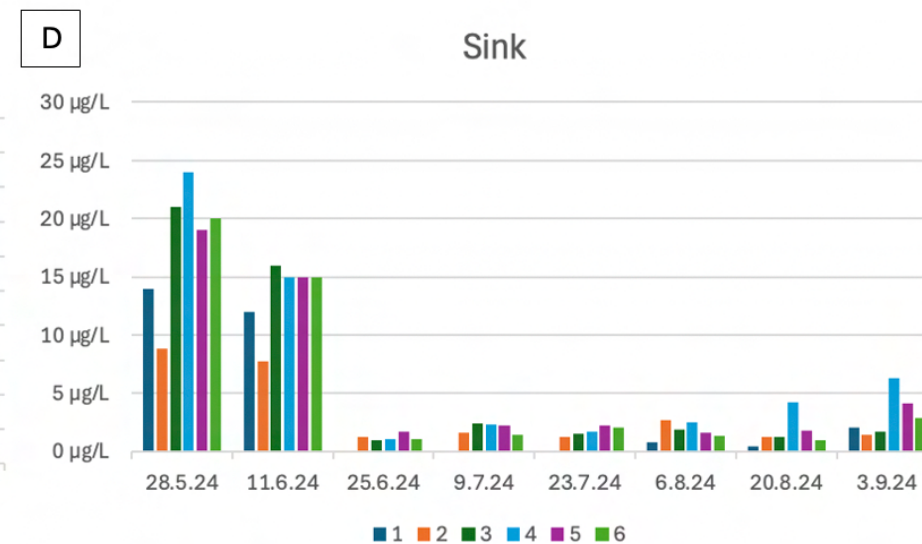
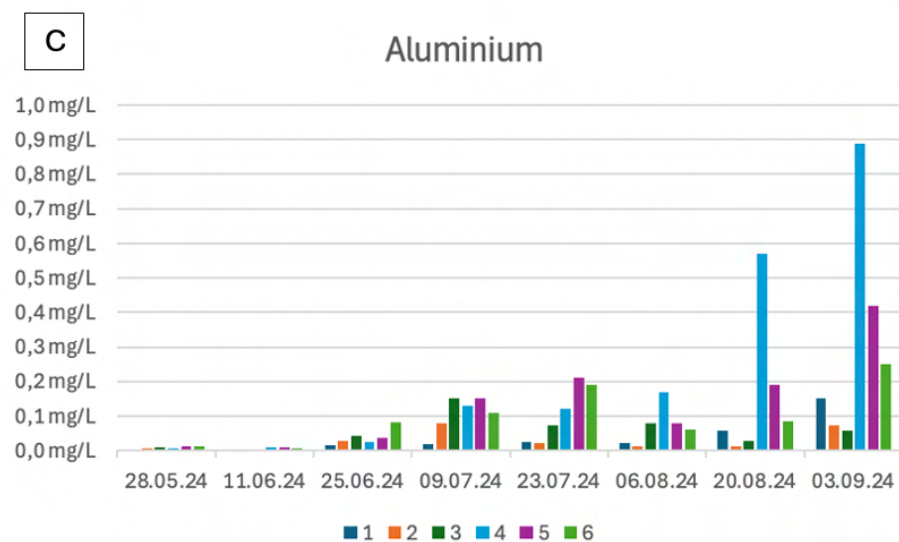
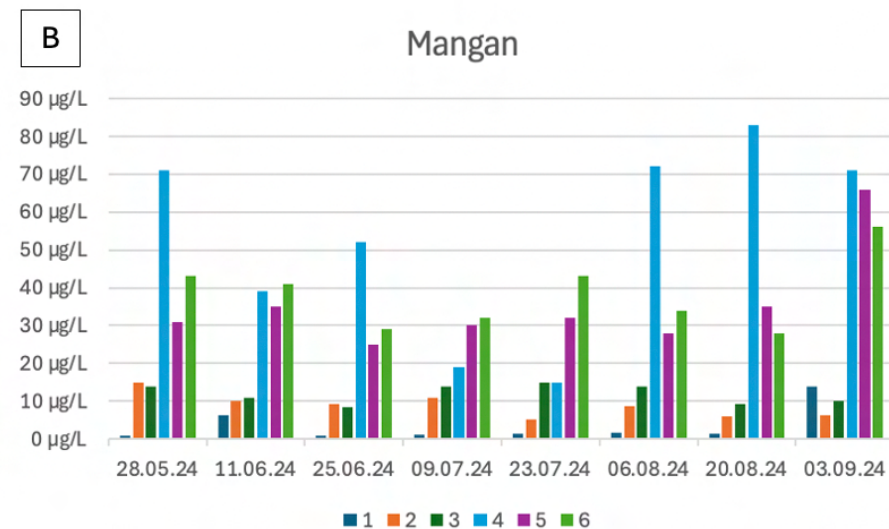
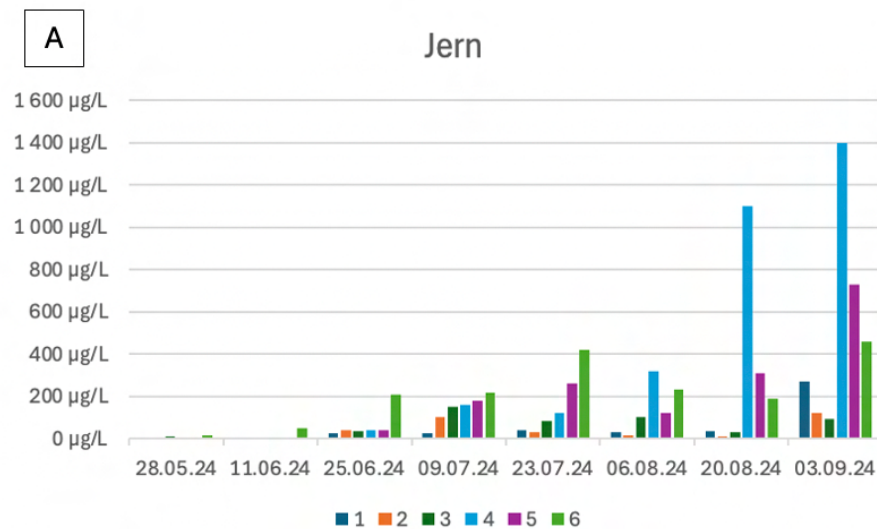
4.7.1 Jern, mangan, aluminium og sink

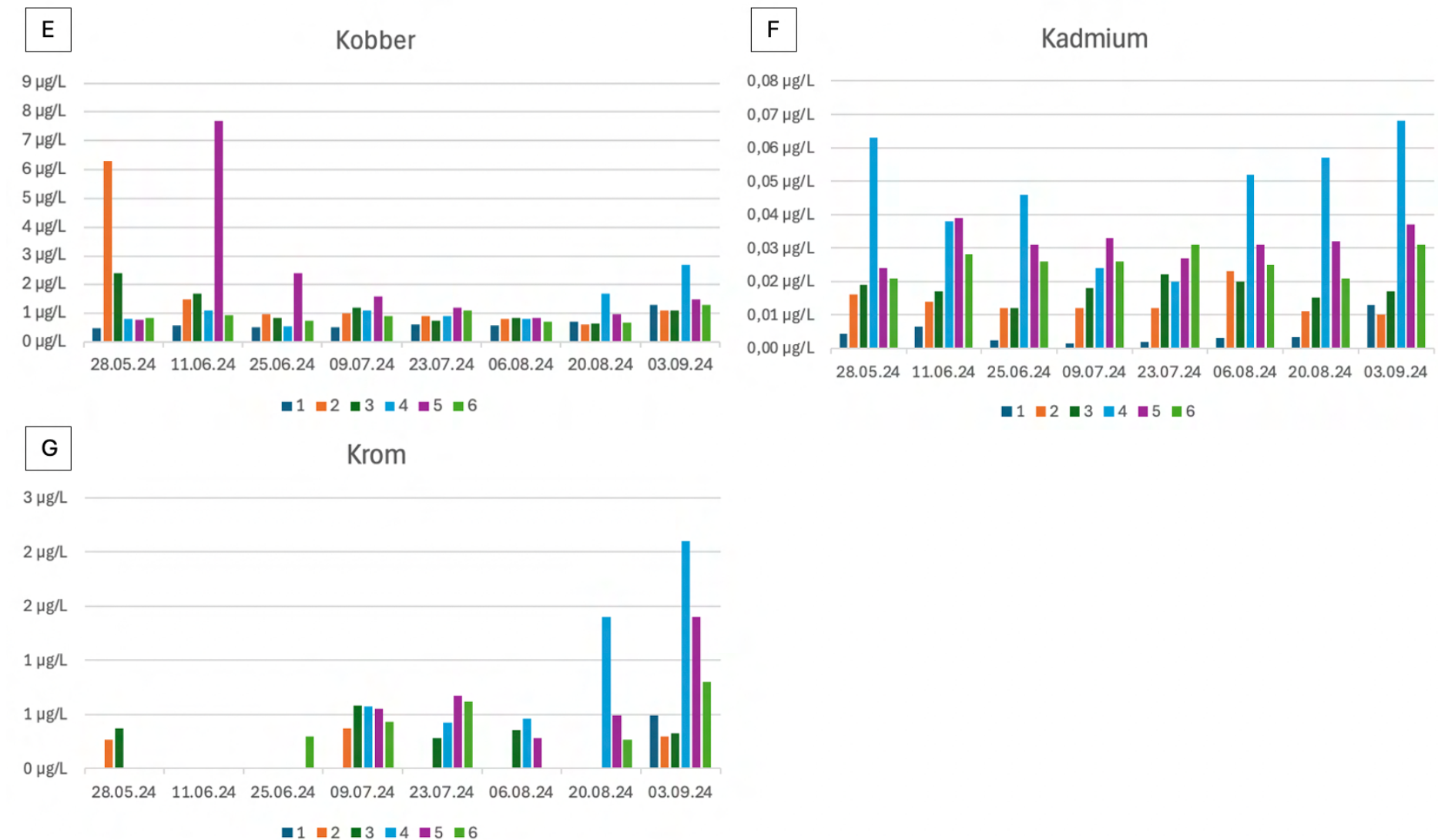
I figur 25 viser at jernkonsentrasjonene varierte betydelig mellom stasjonene. Stasjon 1, som representerer som upåvirket, hadde generelt lave verdier (<2-39 µg/L), men viste en markant økning til 270 µg/L i september. Nedstrøms var konsentrasjonene høyere, spesielt ved stasjon 4 og 5 i august og september. I september var verdiene på 1400 µg/L (stasjon 4) og 730 µg/L (stasjon 5). Mangan viste også tydelige variasjoner mellom stasjonene. Stasjon 1 hadde lave verdier, mens stasjon 4, 5 og 6 skiller seg ut med høyere konsentrasjoner. Konsentrasjonene ved stasjon 2 og 3 ligger relativt på det samme nivået. Aluminium var lavest ved stasjon 1 (<0,005-0,15 mg/L) og økte nedstrøms, spesielt ved stasjon 4 og 5 i august og september, der verdiene var høyest (opptil 0,89 mg/L i september). Aluminium økte også over tid gjennom perioden. Sinkkonsentrasjonene varierte moderat mellom

stasjonene. Stasjon 1 hadde lave verdier (ofte $<0,4 \mu\text{g/L}$) fra 25. juni til 23. juli, mens nedstrøms stasjoner (spesielt stasjon 4) hadde høyere nivåer, med maksimale verdier på $6,3 \mu\text{g/L}$. Sink viste en variasjon over tid spesielt i begynnelsen av perioden (28.mai og 11. juni), men forble relativt stabil sammenlignet med de andre metallene. Generelt viser resultatene at konsentrasjonen av disse metallene øker nedstrøms, med de høyeste konsentrasjonene ved stasjon 4 og 5.

4.7.2 Kobber, kadmium og krom

Kobberkonsentrasjonene viste betydelige forskjeller mellom stasjonene (*Figur 25*). Stasjon 1 hadde generelt lave nivåer ($0,48\text{--}1,3 \mu\text{g/L}$) gjennom perioden, mens stasjon 2 og 5 hadde høyere konsentrasjoner. Spesielt den 28. mai ved stasjon 2 ble det målt $6,3 \mu\text{g}$ og $7,7 \mu\text{g/L}$ den 11. juni ved stasjon 5, noe som skiller seg ut sammenlignet med de andre tidspunktene. I slutten av perioden skiller stasjon 4 med en høyere konsentrasjon enn de andre stasjonene. Over tid viste Cu-konsentrasjonene relativt stabile verdier, men med enkelte topper. Kadmiumkonsentrasjonene var lavest ved stasjon 1 ($0,0015\text{--}0,013 \mu\text{g/L}$), mens de høyeste verdiene ble registrert ved stasjon 4 (opptil $0,068 \mu\text{g/L}$ i september). Etterfulgt av stasjon 5 og 6. Krom var ikke påvisbart ($<0,3 \mu\text{g/L}$) ved flere stasjoner og tidspunkter, spesielt ved stasjon 1, som hadde verdier under deteksjonsgrensen i nesten hele perioden unntatt 3. september. Stasjon 4 og 5 viste høyere nivåer, spesielt i september, med maksimumsverdier på $2,1 \mu\text{g/L}$ (stasjon 4) og $1,4 \mu\text{g/L}$ (stasjon 5).



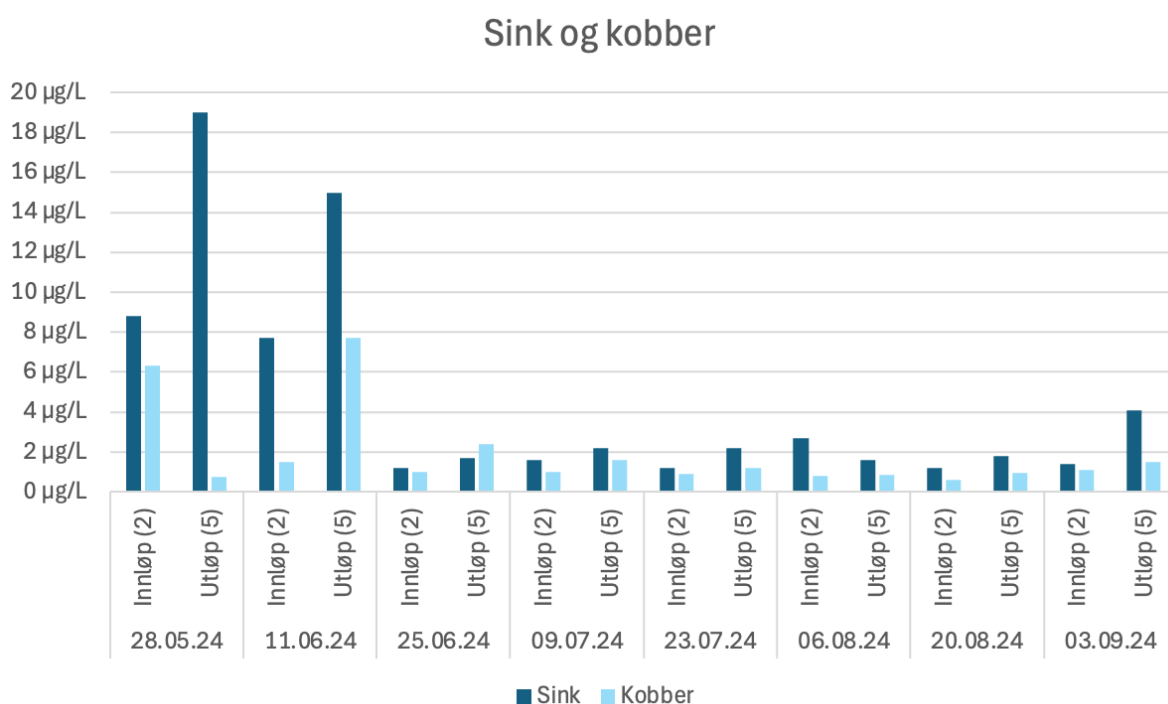


Figur 25. Metallkonsentrasjoner av ulike metaller ved alle stasjoner 1-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. A: Jern, B: Mangan, C: Aluminium, D: Sink, E: Kobber, F: Kadmium og G: Krom. De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert.

4.7.3 Variasjoner av metaller innløp og utløp

Sinkkonsentrasjonen er gjennomgående høyere i utløpet enn i innløpet som illustrert i *figur 26*. Den høyeste forskjellen observeres i den første prøven (28.05.24), hvor konsentrasjonen øker med 10,2 µg/L. Etter denne datoen varierer innløpsverdiene mellom 1,2 µg/L og 7,7 µg/L, mens utløpsverdiene ligger mellom 1,6 µg/L og 19 µg/L. En markant økning sees igjen i den siste prøven (03.09.24), hvor konsentrasjonen i utløpet når 4,1 µg/L.

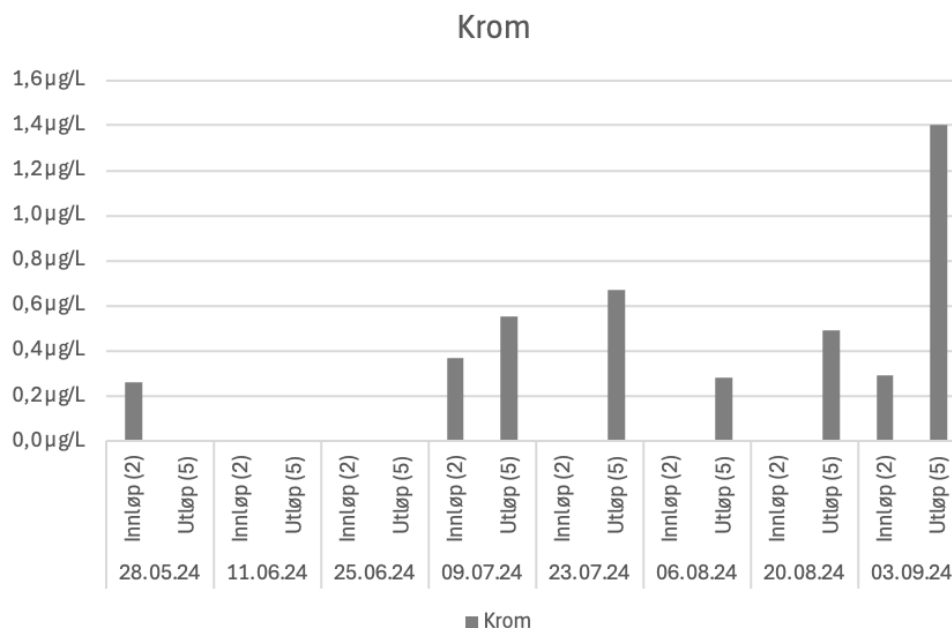
Kobberkonsentrasjonene viser større variasjon mellom innløp og utløp, uten en like tydelig trend som for sink. Den første prøven (28.05.24) viser en kraftig reduksjon på 5,53 µg/L. Den høyeste konsentrasjonen i utløpet måles 11.06.24 (7,7 µg/L), som er en betydelig økning fra innløpsverdien (1,5 µg/L). Etter dette stabiliserer nivåene seg, med mindre forskjeller mellom innløp og utløp, i tillegg til lavere konsentrasjoner av kobber mot slutten av måleperioden.



Figur 26. Målt konsentrasjon av sink ved inn- og utløpet av fordrøyningsdammen, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert.

I *figur 27* vises at kromnivåene er generelt lave, men enkelte prøver viser økning i utløpet sammenlignet med innløpet. I de fleste prøvene ligger kromkonsentrasjonen under deteksjonsgrensen i både innløp og utløp. Den 09.07.24 øker imidlertid kromkonsentrasjonen i både innløp (0,37 µg/L) og utløp (0,55 µg/L). Den 23.07.24 er krom under deteksjonsgrensen i innløpet, men ved utløpet var den 0,67 µg/L. En lignende trend sees også 20.08.24, hvor innløpet har verdier under deteksjonsgrensen, mens utløpet har en målt verdi på 0,49 µg/L. Den høyeste kromkonsentrasjonen registreres i siste måling

(03.09.24), hvor innløpet har en verdi på 0,29 µg/L, mens utløpet har steget betydelig til 1,4 µg/L som er en markant økning.



Figur 27. Målt konsentrasjon av krom ved inn- og utløpet av fordrøyningsdammen, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert.

Konsentrasjonen av jern viser en tydelig økning i utløpet sammenlignet med innløpet, spesielt mot slutten av måleperioden vist i figur 28. Mens innløpskonsentrasjonen varierer mellom 4,5 µg/L og 120 µg/L, øker utløpskonsentrasjonen drastisk, spesielt i august og september, der den når hele 730 µg/L. Mangan viser også en økning i konsentrasjon fra innløp til utløp i samtlige prøver. Innløpsverdiene ligger mellom 5,1 µg/L og 15 µg/L, mens utløpsverdiene varierer fra 25 µg/L til 66 µg/L, med høyest konsentrasjon i den siste prøven (03.09.24). Aluminiums konsentrasjonene følger et lignende mønster som jern, med markant høyere nivåer i utløpet enn i innløpet. Spesielt fra juli og utover sees en kraftig økning, der nivåene i utløpet går fra 0,15 mg/L (09.07.24) til 0,42 mg/L (03.09.24).

Kadmiumkonsentrasjonene er generelt lave, men viser en tendens til å være høyere i utløpet enn i innløpet, spesielt i juni. Den høyeste målingen i utløpet ble gjort 11.06.24 med 0,039 µg/L. Flere av metallene har varierende konsentrasjoner i både innløp og utløp, med enkelte metaller som opptrer i høyere konsentrasjoner i utløpet. Jern og mangan hadde de mest markante økningene, særlig i utløpet. Sink og kobber viste også variasjoner, med enkelte prøver der utløpet hadde høyere verdier enn innløpet, mens kadmium og krom generelt var på lave nivåer, men med noen tilfeller av økning i utløpet. Aluminium forble relativt stabilt med lave konsentrasjoner.



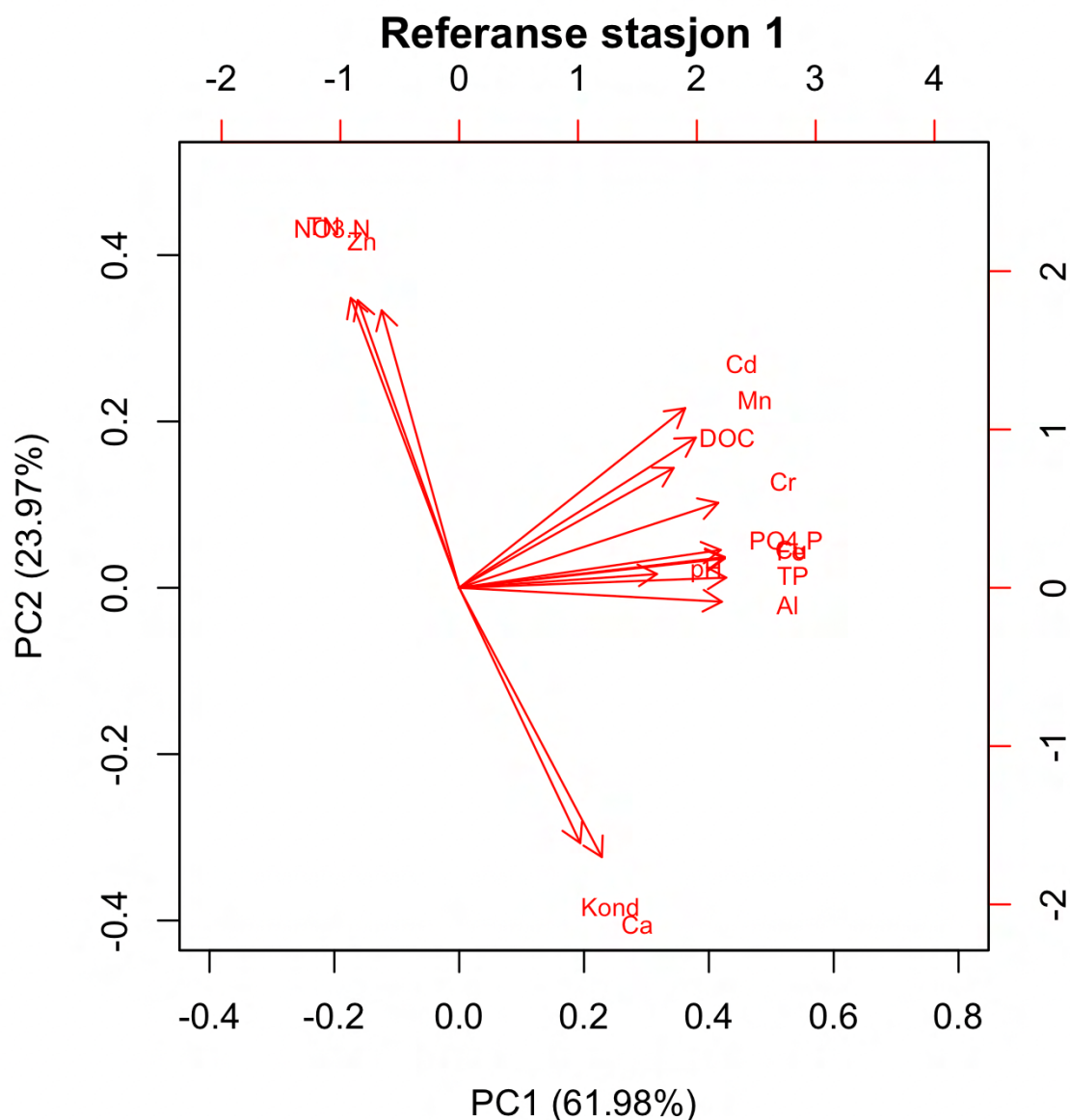
Figur 28. Målt konsentrasjon av ulike metaller ved inn- og utløpet av fordrøyningsdammen, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024. A: Jern, B: Mangan, C: Aluminium og D: Kadmium. De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert.

4.8 T-test

T-test for suspendert stoff viste en signifikant forskjell på 5 % nivå ($n = 7$, $p = 0,0409$), noe som indikerer at den gjennomsnittlige forskjellen ($M = 5,58$) sannsynligvis ikke skyldes tilfeldigheter. DOC viste en tendens til forskjell på 10 % nivå ($n = 8$, $p = 0,095$). For total fosfor viste testen ingen signifikant forskjell på 5 % nivå ($n = 8$, $p = 0,483$), noe som tyder på at variasjonen mellom innløp og utløp kan være tilfeldig. Derimot var det en signifikant forskjell for total nitrogen på 1 % nivå ($n = 8$, $p = 0,00018$), noe som indikerer en tydelig forskjell. Til slutt blant metallene var det signifikante forskjeller for flere elementer. Jern ($n = 8$, $p = 0,06$), sink ($n = 8$, $p = 0,091$) og krom ($n = 8$, $p = 0,093$) viste en signifikant forskjell på 10 % nivå. Aluminium ($n = 8$, $p = 0,038$) viste signifikant forskjell på 5 % nivå. Mangan ($n = 8$, $p = 0,00127$) og kadmium ($n = 8$, $p = 0,00019$) hadde signifikante forskjeller på 1 %. For kobber ($n = 8$, $p = 0,68$) ble det ikke funnet noen signifikant forskjell mellom innløp og utløp. Samlet sett viser resultatene at fordrøyningsdammen har en tydelig effekt på enkelte parametere, spesielt for Tot-N, mangan, aluminium og kadmium, mens andre, som Tot-P og kobber, ikke viser signifikante endringer av konsentrasjon mellom innløpet og utløpet.

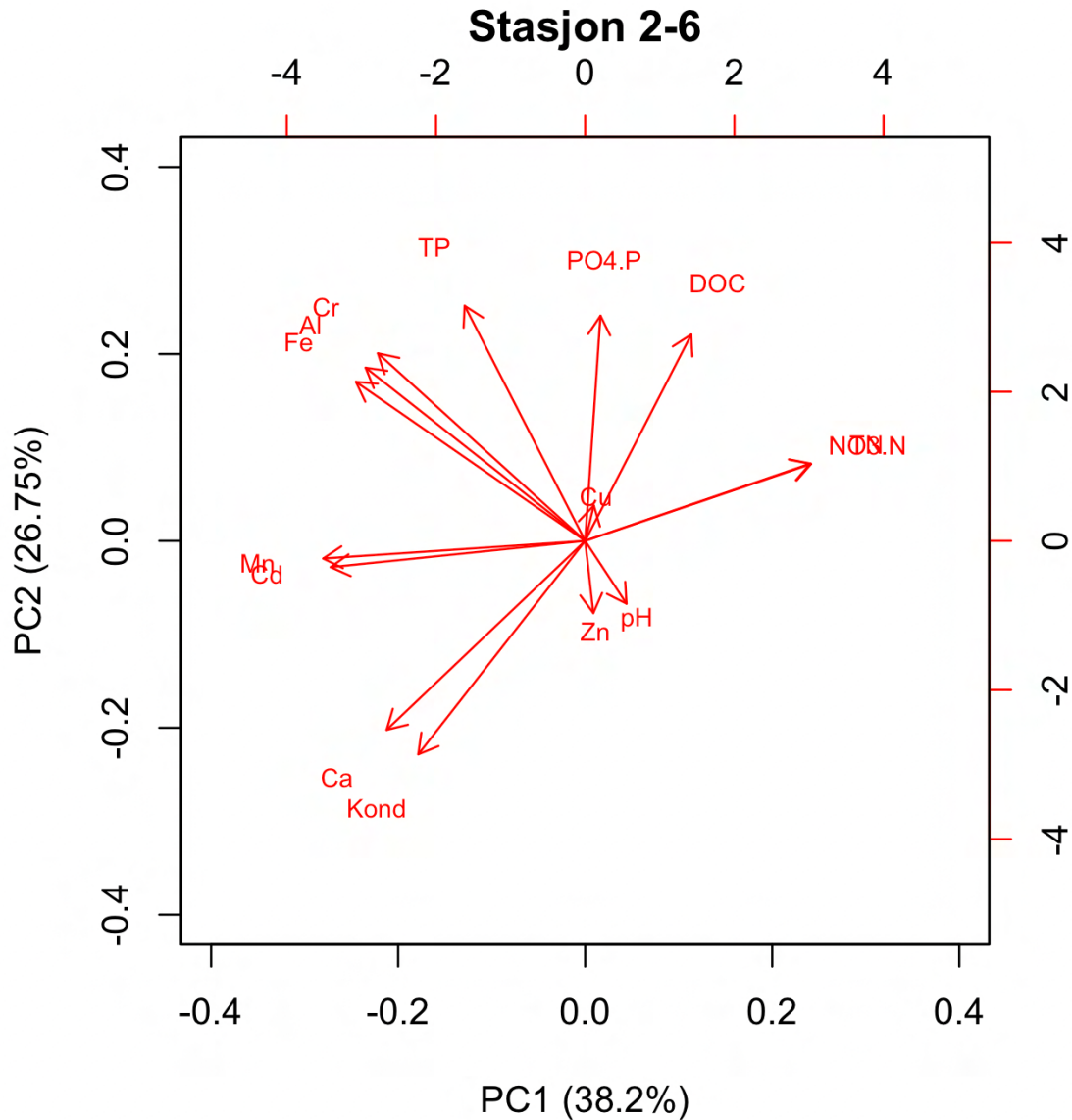
4.9 Prinsipal komponent analyse

For referansestasjon 1 i *figur 29* forklarer den første hovedkomponenten (PC1) 61,98 % av variasjonen, mens den andre hovedkomponenten (PC2) forklarer 23,97 %. Sammen gir disse to hovedkomponentene en god beskrivelse av de viktigste faktorene som påvirker vannkvaliteten. Total nitrogen (TN) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) har en sterk positiv korrelasjon, ettersom de ligger tett sammen og peker i samme retning. Sink (Zn) peker også i samme retning som indikerer en viss korrelasjon mellom sink og nitrogenforbindelsene i denne stasjonen. I motsatt retning finner vi konduktivitet (Kond) og kalsium (Ca), som viser en sterk korrelasjon. Dette antyder at prøver med høy ledningsevne og kalsium har lavere nivåer av nitrogen. Metaller som kadmium (Cd), mangan (Mn) og krom (Cr) er plassert relativt nær hverandre, noe som antyder en viss korrelasjon mellom disse elementene i referansestasjonen. Løst organisk karbon (DOC) peker i en lignende retning som disse metallene, noe som kan indikere at økte DOC-nivåer sammenfaller med økte nivåer av tungmetaller i denne stasjonen. Fosforfraksjonene ($\text{PO}_4\text{-P}$ og TP) er gruppert med aluminium (Al), kobber (Cu) og jern (Fe) som tyder på en viss sammenheng.



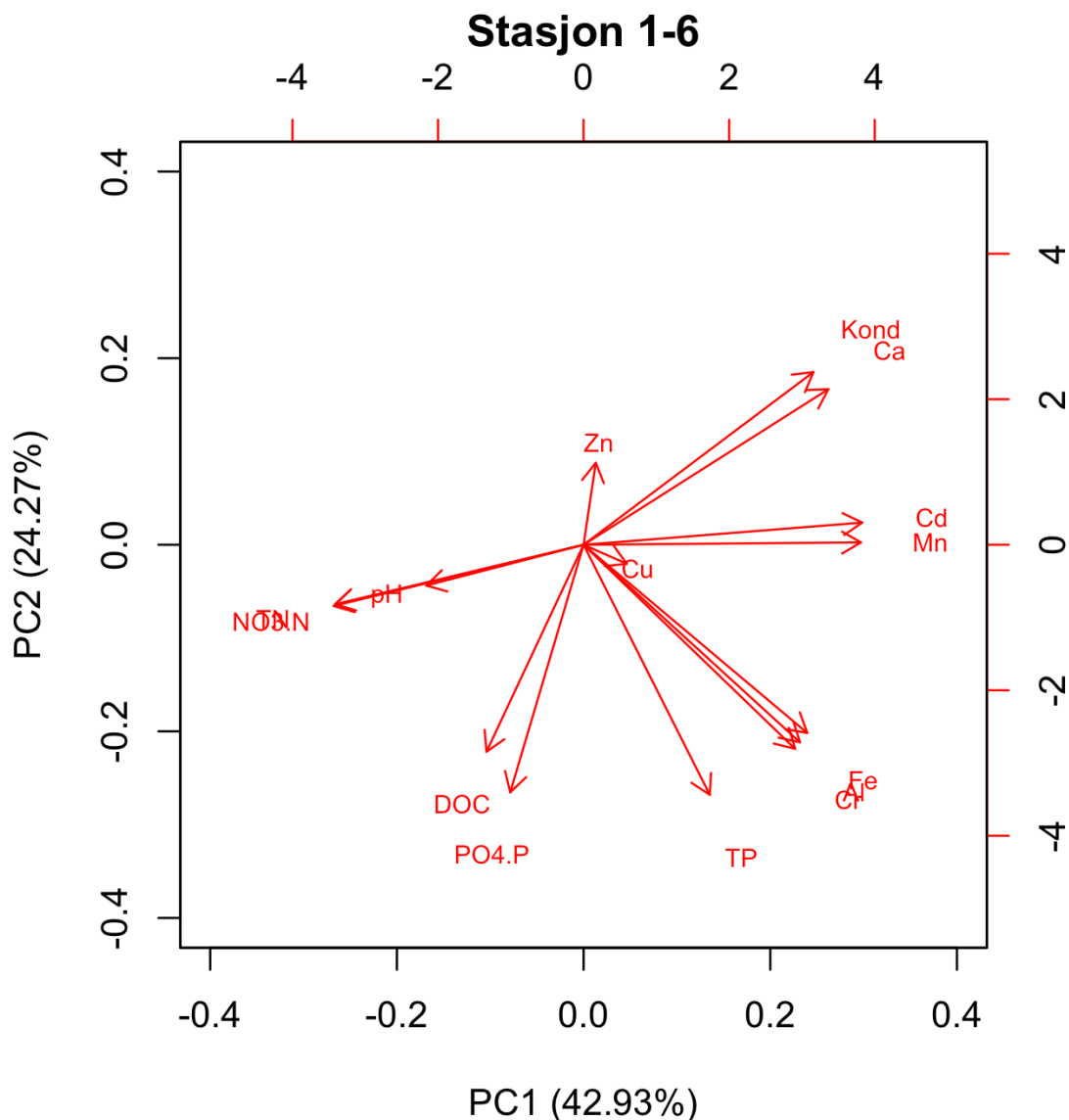
Figur 29. PCA-plot av prinsipal komponent analyse for referanse stasjon 1 og viser variablene DOC, TP, TN, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, pH, konduktivitet, Fe, Mn, Al, Zn, Cu, Cd, Cr og Ca. Piler som peker i samme retning indikerer en sterk positiv korrelasjon mellom variablene. Dersom pilene peker i motsatt retning, tyder det på en negativ korrelasjon. Piler som står vinkelrett på hverandre representerer variabler som ikke har noen korrelasjon.

Det vises tydelig i *figur 30* at variasjonen er mer spredt i nedstrøms stasjonene som er påvirket av vegavrenning. PC1 forklarer 38,2 % av variasjonen, mens PC2 står for 26,75 %. Dette tyder på at det er flere faktorer som påvirker vannkvaliteten i disse områdene enn ved referansestasjonen. Kond og Ca er negativ korrelerte, mens TN og nitrat er positiv korrelerte. I biplotet er det en tydelig at TP og $\text{PO}_4\text{-P}$ ikke er sterkt korrelerte ettersom de peker i forskjellige retninger. Mangan og kadmium er sterkt korrelerte, samt jern, aluminium og krom.



Figur 30. PCA-plot av prinsippal komponent analyse for stasjon 2-6 og viser variablene DOC, TP, TN, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, pH, konduktivitet, Fe, Mn, Al, Zn, Cu, Cd, Cr og Ca. Piler som peker i samme retning indikerer en sterk positiv korrelasjon mellom variablene. Dersom pilene peker i motsatt retning, tyder det på en negativ korrelasjon. Piler som står vinkelrett på hverandre representerer variabler som ikke har noen korrelasjon.

Når alle stasjoner inkluderes i samme analyse, ser vi en generell bekreftelse av mønstrene observert i de separate analysene. I figur 31 forklarer PC1 42,93 % av variasjonen, mens PC2 står for 24,27 %. Nitrogenforbindelsene ($\text{NO}_3\text{-N}$ og TN), konduktivitet og kalsium har fortsatt en sterk korrelasjon, samt mangan og kadmium. Metaller som Fe, Al og Cr er også gruppert sammen. TP og fosfat har ulike retninger, men fosfat opptrer tett sammen med DOC.



Figur 31. PCA-plot av prinsipal komponent analyse for alle stasjoner 1-6 og viser variablene DOC, TP, TN, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, pH, konduktivitet, Fe, Mn, Al, Zn, Cu, Cd, Cr og Ca. Piler som peker i samme retning indikerer en sterk positiv korrelasjon mellom variablene. Dersom pilene peker i motsatt retning, tyder det på en negativ korrelasjon. Piler som står vinkelrett på hverandre representerer variabler som ikke har noen korrelasjon.

Samlet sett viser PCA-analysene at vannkvaliteten varierer mellom referansestasjonen og nedstrøms stasjonene (2-6). Referansestasjon viser tydelige forskjeller mellom fosforforbindelsene og tungmetallene i forhold til nedstrøms stasjonene, der TP og fosfat opptrer mer separat i nedstrøms stasjonene. I tillegg viser referansestasjonen en sterkere sammenheng mellom metaller som Fe, Al og Cu. Analysene gir innsikt i hvilke faktorer som styrer vannkvaliteten og hvilke parametere som korrelerer med hverandre. Stasjon 2-6 har et mer sammensatt mønster, der flere parametere påvirkes samtidig. Funnene viser at vannkvaliteten nedstrøms er mer dynamisk og påvirkes av flere faktorer samtidig, noe som gjør at prosessene bak variasjonene i vannkvalitet er mer avansert enn i referansestasjonen.

5 Diskusjon

Diskusjonsdelen tar for seg en vurdering av de observerte resultatene i både vannstand og vannkvalitet, og ser disse i sammenheng med tidligere studier, sesongvariasjoner, hydrologiske forhold og mulige menneskeskapte påvirkninger i området. Det legges særlig vekt på hvordan suspendert stoff, pH, konduktivitet, næringsstoffer og metallkonsentrasjoner varierer både over tid og mellom stasjonene, samt hvilke faktorer som kan ha påvirket disse endringene. Samtidig vurderes hvordan grunnvannsnivået utvikler seg i de ulike delene av fordrøyningsdammen, med særlig fokus på de to grunnvannsmålerne og stasjonenes geografiske plassering. Videre vurderes vannkvalitet i forhold til grenseverdier i henhold til vannforskriften og potensielle kilder til variasjoner av vannkvalitet. Diskusjonen vil også belyse hovedhypotesen at fordrøyningsdammen holder tilbake partikler og næringsstoffer, noe som endrer vannkvaliteten mellom oppstrøms og nedstrøms.

5.1 Kobling mellom vannstand og vannkvalitet

Sammenhengen mellom vannstand og vannkvalitet er avgjørende for å forstå hvordan ulike faktorer påvirker fordrøyningsdammens funksjon og effekt. Variasjoner i grunnvannsnivået kan påvirke transporten av forurensningsstoffer, infiltrasjon og oppholdstid, som igjen har konsekvenser for hvilke stoffer som fjernes eller mobiliseres i dammen. Studier har vist at endringer i grunnvannsnivå kan føre til mobilisering av metaller fra sedimenter, spesielt under forhold med høy vannføring (Jarsjö et al., 2020).

Sesongvariasjoner i nedbør og temperatur er faktorer som påvirker de hydrologiske forholdene i området, inkludert avrenning og tilførselen av næringsstoffer og metaller ved prøvetakningspunktene i fordrøyningsdammen (Smith et al., 2020; Jarsjö et al., 2020). Høye nedbørsmengder fører til økt avrenning fra omgivelsene, noe som resulterer i høyere konsentrasjoner av suspendert stoff, næringsstoffer og metaller. Dette er særlig tydelig etter flomperioder med stigende vannstand som kan bidra til stor partikkelavrenning eller etter tørre perioder hvor partikler og forurensninger har akkumulert på overflater. Deretter blitt skylt ut i vannsøylen ved første store regnfall (SVV, 2005). Overflateavrenning frakter i stor grad større og grovere partikler som løsner fra overflaten, mens grunnvann som infiltreres gjennom jordsmonnet, fungerer som et naturlig filter og fører med seg mindre partikler (Gulliver et al., 2010). De tyngste partiklene sedimenterer raskere enn de letteste og perioder

med moderat og jevn nedbør kan ha bidratt til mer stabil vannføring som fremmer effektiv sedimentering av partikler i dammen (Johansen et al., 2014).

Dataene viser at vannkvaliteten varierer betydelig med sesong og vannføring. For eksempel ble det registrert høyere konsentrasjoner av suspendert stoff og fosfor i perioder med mye nedbør og stigende grunnvannsnivå. Dette stemmer overens med kjente mekanismer der nedbør fører til økt partikkelfraksjon og tilførsel av forurensninger fra overflateavrenning (Contreras et al., 2024). Samtidig kan økt vannføring føre til en fortynningseffekt, som kan redusere konsentrasjonen av løste stoffer (Vogt et al., 2010). Resultatene viser en sammenheng mellom vannføring og konduktivitet, hvor høye vannføringer generelt gir lavere konduktivitet, noe som tyder på en fortynningseffekt, noe som stemmer overens med funnene fra Vogt et al. (2010). I *figur 13* følger vannstand og vannføring følger i stor grad samme mønster. Når vannstanden øker, øker også vannføringen, og motsatt. Dette er naturlig, da en høyere vannstand betyr mer vann tilgjengelig som kan strømme gjennom elven eller vassdraget. Mot slutten av perioden følger ikke vannstand og vannføring samme mønster, siden sammenhengen mellom dem ikke er lineær. Vannføringen øker betydelig mer per cm ved høyere vannstand som vist i vannføringskurven i *Vedlegg 6*. Dette skyldes både en eksponentiell økning i areal og en økning i hastighet når vannet stiger (Nordtun, 2025).

Menneskelige inngrep, særlig i tilknytning til vei og anleggsaktivitet, utgjør også potensielle kilder til variasjon i vannkvalitet. Avrenning fra vei inneholder ofte metaller, salter og oljeholdige forbindelser (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014). Ved jordarbeid i etterkant av utbyggingen av ny rv. 4 kan det frigjøres store mengder partikler, i tillegg til utlekking fra sementpæler. Dette kan forklare enkelte episoder med økt konsentrasjon av partikler og næringsstoffer i visse målinger, og understreker viktigheten av fordrøyningsdammens rolle i å holde tilbake disse stoffene før de transporteres videre til Vigga. Samlet sett viser resultatene at koblingen mellom vannstand og vannkvalitet henger sammen med nedbør, vannføring, sesongvariasjoner og menneskeskapte påvirkninger. De spiller en sentral rolle i å styre vannkvaliteten, både gjennom tilførsel av nye partikler, næringsstoffer og metaller samt mobilisering av tidligere avsatte sedimenter.

5.1.1 Vannstandvariasjoner

Det ble observert tydelige variasjoner i grunnvannsnivå mellom de to målepunktene (Grunnvannsmåler 1-2 og 2-3), som må sees i sammenheng med plasseringen av disse i forhold til fordrøyningsdammen og vei. Grunnvannsmåler 1-2, som ligger høyere i terrenget og nærmere den nye rv. 4, viste størst variasjon i grunnvannsnivå i løpet av måleperioden (fra 56 til 91 cm). Dette tyder på at området påvirkes mer direkte av variasjoner i nedbør, infiltrasjon og avrenning fra nærliggende vei, og at grunnvannet her reagerer raskere på endringer i hydrologiske forhold. Grunnvannsmåler 2 og 3 er plassert lavere i landskapet, nær den gamle riksveien og i den nedre delen av dammen. Disse målepunktene viser tilnærmet like grunnvannsnivåer, noe som indikerer at de tilhører samme grunnvannsmagasin. I motsetning til det mer dynamiske magasinet ved 1-2, viser dette magasinet en langsommere respons og gjennomgående lavere vannstand (0-13 cm), med noen markante topper, spesielt den 24. august (29,7 cm) og 25. august (24,1 cm). Disse plutselige økningene i nivå kan tolkes som et resultat av oppsamling av vann etter kraftig nedbørshendelser, hvor magasinet fylles sakte opp og deretter responderer med forsinket og samlet vannstandsøkning.

Observasjonene støtter en to-delt magasinstruktur i området, der grunnvann strømmer fra høyere til lavere terreng, trolig fra området ved grunnvannsmåler 1-2 og ned mot området ved 2-3. Selv om begge målepunktene trolig mates av samme overordnede grunnvannskilde, fører lokale variasjoner i topografi og infiltrasjonsevne og menneskeskapte inngrep som etterarbeid i anleggsfasen som for eksempel pålegging av matjord og jordflytting til at grunnvannet beveger seg og lagres forskjellig i de to delene av systemet. Det er det viktig å vurdere hvordan variasjonene i grunnvannsnivået påvirker vannkvaliteten. Når grunnvannsnivået stiger raskt, som observert i august ved måler 1-2, kan dette føre til mobilisering av sedimenter, næringsstoffer og metaller (Jarsjö et al., 2020). Slike raske endringer i vannstand kan gi økt partikkelinnhold i vannet, noe som igjen påvirker både de kjemiske og økologiske forholdene i grunnvannet. Det mer stabile magasinet ved måler 2-3 fungerer derimot som en forsinkende sone for vanntransport, hvor eventuelle forurensninger i større grad kan akkumuleres over tid.

5.1.2 Variasjoner i vannkvalitet med tiden

Vannkvalitetsdataene viste tydelige sesongmessige variasjoner i løpet av prøvetakingsperioden, noe som trolig reflekterer både naturlige forhold og påvirkning fra omkringliggende aktiviteter. Målingene av DOC, næringsstoffer og metaller viste at nivåene ikke var konstante over tid, men endret seg i sammenheng med nedbør, sesongvariasjoner og eventuell tilførsel fra vegavrenning og etterarbeid i anleggsfasen (Smith et al., 2020).

Konsentrasjonene av DOC var høyest i starten og slutten av måleperioden, med en tydelig reduksjon midt på sommeren. Dette mønsteret kan skyldes økt avrenning og nedbør tidlig og sent i perioden, noe som fører med seg organisk materiale fra overflatejord og vegetasjon. Midt på sommeren når det gjerne er tørrere og mindre avrenning, reduseres tilførselen av organisk materiale og konsentrasjonene synker. I tillegg kan økt biologisk aktivitet i varmere perioder bidra til nedbrytning eller opptak av DOC (Groeneveld et al., 2022). Næringsstoffene fosfor og nitrogen viste varierende konsentrasjoner gjennom perioden, men i ulik grad. Høyere konsentrasjoner etter kraftige regnskyll tyder på at næringsstoffene mobiliseres gjennom overflateavrenning. Totalt fosfor (TP) hadde flere topper, som delvis kan kobles til perioder med høy nedbør og mulig økt avrenning fra jord eller tilført materiale som matjord i anleggsfasen den 9. juli 2024. Spesielt fosfor er ofte partikkelbundet og kan transporteres sammen med sedimenter ved episoder med høy vannføring (Smith et al., 2020). Total nitrogen (TN) viser en mer stabil profil, men med en tendens til lavere verdier midt i sommerperioden og en liten økning mot slutten. Dette kan indikere en kombinasjon av redusert avrenning i tørre sommermånedene, biologisk opptak av planter i vekstsesongen og økt mikrobiell aktivitet i jordsmonnet (Yazdi et al., 2021).

Metallkonsentrasjonene viste tydelige tidsmessige variasjoner, med særlig høye verdier mot slutten av prøvetakingsperioden. Den 3. september 2024 ble det registrert markant høye nivåer av Fe, Mn, Al, Cd og Cr sammenlignet med tidligere datoer. Disse økningene sammenfaller med høyt grunnvannsnivå og en målt variasjon på 88 cm mellom grunnvannsmåler 1-2, noe som kan tyde på at økt vannføring kan ha bidratt til mobilisering av metallene fra sedimentene (Jarsjö et al., 2020). For krom var konsentrasjonene spesielt lave eller under deteksjonsgrensen ved de tre første prøvetakingsdagene, men økte mot

slutten. Dette antyder at en spesifikk hendelse eller en sesongmessig påvirkning som for eksempel økt nedbør, avrenning kan ha ført til økt mobilisering av Cr (Jarsjö et al., 2020).

Kadmium (Cd) og krom (Cr) viser mindre sesongmessige variasjoner over tid, noe som kan indikere en relativ stabil kilde, for eksempel en jevn diffus tilførsel som slitasje fra kjøretøy som bildekk og bremses (Vogel et al., 2024). Sink (Zn) og kobber (Cu) hadde høye konsentrasjoner i starten av perioden ved de to første prøvetakningsdatoene (28. mai og 11. juni) og kan trolig forklares der akkumulerte mengder av sink og kobber på overflater mobiliseres og transporteres til fordrøyningsdammen ved de første større nedbørshendelsene etter en tørr periode (SVV, 2005). Slitasje fra kjøretøy som bremses, dekk, karosseri og veg installasjoner er mulige kilder til sink og kobber (Johansen et al., 2014). I tillegg kan utlekking fra sementperlene bidratt til metallkonsentrasjonene, ettersom sementen som ble benyttet inneholder metaller som Cu, Mn, Cr, Cd, Zn (Saidi & Said, 2019). Sammensetningen av hvilken type sement er dokumentert i *Vedlegg 7*.

Det er samtidig viktig å bemerke seg at vannprøvene fra de to første prøvetakningsdagene ble prøvene filtrert før analyse. Dette betyr at kun den løste metallfraksjonen ble målt, mens partikkelbundet metall ble ikke fanget opp. Verdiene fra de filtrerte prøvene kan dermed undervurdere den faktiske metallbelastningen i systemet, særlig for metaller som jern, mangan og aluminium som ofte forekommer bundet til partikler. Denne metodiske forskjellen gjør det utfordrende å sammenligne metallnivåene direkte mellom de tidlige og senere prøvedatoene, og må tas hensyn til dette ved tolkning av dataene.

5.2 Effekten av fordrøyningsdammen

Fordrøyningsdammens primære funksjon er å holde tilbake vann midlertidig etter nedbørshendelser, slik at flomtopper reduseres og forurensningsstoffer kan sedimentere eller binde seg til jord og organisk materiale (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014). Dette kapittelet vurderer dammens effekt både når det gjelder romlig variasjon i vannkvalitet mellom stasjonene og hvorvidt den oppfyller kravene satt i vannforskriften. Et viktig aspekt er også hvorvidt dammen bidrar til å tilbakeholde partikler og næringsstoffer.

5.2.1 Variasjon mellom stasjonene

Resultatene viser klare forskjeller mellom referansestasjonen (stasjon 1) som ligger oppstrøms og nedstrøms stasjonene 2-6. Dette indikerer en gradvis påvirkning av vannkvaliteten nedstrøms. PCA-analysene underbygger forskjeller mellom oppstrøms- og nedstrøms stasjonene ved at ulike vannkvalitetsparametere korrelerer sterkt med spesifikke stasjoner. I tillegg til hvordan de opptrer forskjellig avhengig av påvirkning.

Referansestasjonen fungerer som en kontroll med mer naturlige bakgrunnsnivåer, mens stasjonene nedstrøms påvirkes av både tilførsler og prosesser i fordrøyningsdammen.

Referansestasjonen er preget av lavere konsentrasjoner av både fosfor og metaller, noe som antyder begrenset antropogen påvirkning. TP og fosfat har en tydelig korrelasjon i denne stasjonen, som indikerer at fosforkildene i stor grad forekommer i løst form. Videre viser stasjonen høyere verdier av total nitrogen sammenlignet med nedstrøms stasjonene, som indikerer at fordrøyningsdammen har en viss tilbakeholdelse av TN gjennom tilbakeholdelsesprosesser som denitrifisering og planteopptak (Yazdi et al., 2021). I PCA-plottet korrelerer metallene (Fe, Mn, Al, Cu, Cd og Cr) sterkere med PC1 i referansestasjonen enn i de andre stasjonene nedstrøms, noe som kan tyde på at geologiske prosesser har en sterkere innvirkning for referansestasjonen. I motsetning til de øvrige metallene, korrelerer sink i større grad med TN og nitrat, noe som kan tyde på at sinktilførselen er knyttet til nitrogenholdige kilder, eksempelvis gjennom gjødsel og avrenning fra landbruksområder (Bjørnå, 2021).

I stasjonene nedstrøms (stasjon 2-6) fremstår kadmium og mangan som sterkt korrelerte, noe som kan reflektere lignende redoksprosesser i sedimentene (Devore et al., 2022). TP og fosfat i nedstrøms stasjonene opptrer adskilte og uavhengig av hverandre, noe som kan skyldes ulik opprinnelse og forekomst i både partikulært og løst form. Fosforkildene i disse stasjonene er trolig preget av tilførsel av partikkelbundet fosfor fra for eksempel sedimenter og matjord (Smith et al., 2020). I tillegg kan opptak av planter eller binding til sediment partikler, bidra til å redusere mengden løst fosfat i vannfasen (Yazdi et al., 2021). Disse forholdene fører til at forholdet mellom TP og fosfat svekkes, noe som forklarer den observerte mangelen på korrelasjon i de påvirkede stasjonene. Dette kan skyldes at en stor

andel av fosfor er partikkelbundet, noe som er vanlig i systemer med høy primærproduksjon (Smith et al., 2020).

For å få et samlet bilde av variasjonsmønstrene i datasettet ble det gjennomført en PCA med alle stasjonene inkludert (*figur 31*). Denne analysen forsterker de tidligere observerte mønstrene og grupperingene av de ulike parameterne. Eksempelvis TN og Nitrat; Fe, Cr og Al; kalsium og konduktivitet; Cd og Mn grupperes sammen. En interessant observasjon er at pH har en relativt svak korrelasjon med PC1 og PC2 i alle tre PCA-plottene. Dette kan indikere at pH i dette vassdraget i stor grad er stabilisert av buffersystemer, og at endringer i pH ikke er en primær driver eller en dominerende faktor for variasjonene i de øvrige vannkvalitetsparameterne. I tillegg peker ikke sink i samme retning som de andre metallene (Fe, Al, Cr, Cd, Mn) som tyder på at sink ikke følger samme mønster og er uavhengig av de andre metallene. I perioder med lav vannføring kan det forekomme en oppkonsentrering av stoffer som har blitt akkumulert i sedimenter og deretter frigjøres til vannfasen. Dette kan bidra til å forklare noen av de observerte variasjonene i metallkonsentrasjoner spesielt ved stasjon 4. Binding og sedimentasjon av metaller er prosesser som i stor grad er påvirket av oppholdstid, vannføring og strukturelle forhold i dammen. Jordtyper med høyt innhold av leire og organisk materiale har god evne til å akkumulere metaller som Fe, Mn, Zn, Cu, Cd og Cr. Disse bindingene skjer i et relativt tynt lag av jord og sediment og bidrar til permanent eller midlertidig tilbakeholdelse av forurensningsstoffer (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014).

Variasjoner i pH og konduktivitet tyder på at vannkvaliteten endres nedstrøms, der stasjonene 2-6 generelt har lavere pH og en høyere konduktivitet sammenlignet med oppstrøms stasjonen (*Vedlegg 3 og 4*). Den høye konduktiviteten kan skyldes økt tilførsel av oppløste ioner som igjen kan være et resultat av geologiske forhold eller fra vegsalt (SVV, 2005). Den gjennomgående høye konduktiviteten tyder et høyt mineralinnhold i vannet, noe som henger sammen med naturlig tilførsel fra berggrunn og jordsmonn, i tråd med målinger av kalsium og forekomsten av kalkstein i nedbørsfeltet (Hessen et al., 2016). Stasjon 4 hadde de laveste pH-verdiene og de høyeste konduktivitetsverdiene, noe som antyder en sterkere påvirkning av eksterne faktorer enn ved stasjoner høyere opp i dammen. Konsentrasjonen av DOC økte markant ved stasjon 1, 2 og 3 den 3. september, sannsynligvis som følge av økt tilførsel av organisk materiale ved vegetasjonsnedbrytning eller økt avrenning (Groeneveld et

al., 2022). Samlet sett hadde stasjon 2 de høyeste DOC-verdiene, mens verdiene ved stasjon 4 og 6 var lavere. Dette kan tyde på at stasjon 2 ligger i et område med større tilførsel av organisk materiale fra omkringliggende vegetasjon og jordsmonn.

Metallanalysene viser at jernkonsentrasjonene økte i september, særlig nedstrøms, noe som kan skyldes økt tilførsel fra avrenning. Manganverdiene var også høyere ved stasjon 4, 5 og 6 sammenlignet med stasjon 1. Dette samsvarende mønsteret for jern og mangan antyder felles kilder eller mobiliseringsprosesser som for eksempel frigjøring fra bunnsediment ved endret redoksforhold. Både pH og redoksforhold spiller en viktig rolle for mobiliteten av disse metallene, og deler av dem kan være partikulært bundet (Devore et al., 2022). Dette understøttes av målingene for suspendert stoff, som viser klart høyere nivåer av TSS nedstrøms, sammenlignet med oppstrøms. Disse observasjonene tyder på at økt mengde partikulært materiale kan bidra til transporten av metaller i vannfasen, særlig i perioder med høy avrenning eller forstyrrelser av sediment (Jarsjö et al., 2020). Aluminium viste også en økning nedstrøms, noe sannsynligvis skyldes økt partikkeltransport av Al. På grunn av aluminiumets lave løselighet i vann, er det i stor grad bundet til partikler, noe som kan forklare sammenhengen mellom høyere nivåer av TSS (Shafii et al., 2024). Høye kobberkonsentrasjoner ble målt ved stasjon 2 (28. mai) og stasjon 5 (11. juni), noe som kan indikere punktkilder eller en ekstern tilførsel i denne perioden. Eksempelvis fra sementperlene (Saidi & Said, 2019). Kadmium viste en økning ved stasjon 4 for de fleste prøvetakningsdagene hvor det sannsynligvis har vært en akkumulering i sedimenter og deretter frigjort til vannfasen ved sesongmessig økning i avrenning (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014). En økning i kalsium fra stasjon 1-6 ble også observert i sommermånedene, trolig relatert til redusert vannføring og økt konsentrasjon av oppløste mineraler (Hessen et al., 2016).

Variasjon mellom innløp og utløp

Variasjonen i vannkvalitetsparametere mellom innløp (stasjon 2) og utløp (stasjon 5) i fordrøyningsdammen gir viktig innsikt i dammens evne til å holde tilbake eller mobilisere ulike stoffer. Konduktiviteten var høyere ved utløpet enn innløpet som kan skyldes grunnvannsmating til overflatevann. Grunnvann inneholder høye ionekonsentrasjoner, noe som kan føre til forhøyet ledningsevne (Eurofins, 2019). Generelt var pH-verdiene også

høyere ved utløpet enn ved innløpet, med unntak av målingen den 3. september. Dette mønsteret stemmer overens med observasjoner fra rensebassenget ved E6 Skullerudkrysset i Oslo, hvor tilsvarende resultater ble dokumentert (SVV, 2005).

T-testene viser at det er signifikante forskjeller for flere sentrale parametere. Suspendert stoff viser en signifikant forskjell på 5 % nivå mellom innløp og utløp ($n = 7$, $p = 0,0409$). Konsentrasjonen er høyere i utløpet enn i innløpet som illustreres i *figur 16*. Selv om målingene viser høyere konsentrasjoner av suspendert stoff ved utløpet enn ved innløpet, kan ikke dette alene tolkes som at dammen ikke tilbakeholder partikler. Prøvene er basert på punktobservasjoner, og gir derfor ikke tilstrekkelig grunnlag for å beregne totale mengder med partikler som går inn og ut av dammen. Det er også sannsynlig at tilførsel av partikulært materiale mellom innløps- og utløpsstasjonen, for eksempel via overflate- og vegavrenning, eller gjennom intern resuspensjon fra bunnsedimentene har bidratt til de høye verdiene ved utløpet (Vogel et al., 2024). Slike prosesser kan særlig forsterkes ved høy vannføring og variasjoner i vannstand, noe som kan bidra til oppvirvling av sedimenter og dermed økt partikkelinnhold ved utløpet. Dette innebærer at dammen fortsatt kan fungere som et effektivt sedimentasjonsbasseng over tid, selv om enkeltmålinger viser høyere partikkelinnhold ved utløpet.

Total nitrogen (TN) viser også signifikant forskjell ($n = 8$, $p = 0,00018$), hvor det er en reduksjon fra innløp til utløp. Dette samsvarer med funn fra rensebassenget ved E6 Skullerudkrysset i Oslo, hvor tilsvarende resultater ble rapportert (SVV, 2005). Dette understøtter hypotesen om at dammen bidrar til å holde tilbake næringsstoffer, trolig gjennom denitrifisering eller planteopptak (Yazdi et al., 2021). Derimot ble det ikke påvist signifikant forskjell i total fosfor (TP) og det betyr ikke nødvendigvis at fordrøyningsdammen ikke bidrar til tilbakeholdelse av fosfor. Tilbakeholdelse av fosfor er ofte assosiert med suspendert materiale ettersom fosfor i stor grad forekommer i partikkelbundet form, vil konsentrasjonen av TSS ha direkte betydning for TP-nivåene (Shafii et al., 2024). Derfor kan fraværet av signifikant forskjell i TP også skyldes mobilisering av partikler ved høy vannføring og gjenoppvirvling fra sedimentene mellom innløps- og utløpsstasjonen slik som for TSS. For eksempel ble det observert en markant økning i TSS ved utløpet 3. september, noe som kan transportere med seg partikkelbundet fosfor og dermed skjule en eventuell netto retensjon.

Likevel viste enkelte tilfeller som 11 og 25. juni, at TP verdiene ved utløpet lavere enn innløpet som kan skyldes flere prosesser. De primære mekanismene for fjerning av fosfor er adsorpsjon av sedimentpartikler, nedbør og opptak av planter (Yazdi et al., 2021). DOC viser en signifikant forskjell ($n = 8$, $p = 0,095$) med en reduksjon. Enkelte prøvetakningsdatoer, som 28. mai og 3. september, viser markante reduksjoner. Dette kan henge sammen med variasjoner i vannføring, hvor høy vannføring bidrar til økt avrenning av løst organisk materiale (DOM) fra land, mens i perioder med lav vannutskiftning om sommeren kan fremme sedimentering og omsetning av DOM (Groeneveld et al., 2022).

For metallene viser t-testene at jern ($n = 8$, $p = 0,06$), sink ($n = 8$, $p = 0,091$) og krom ($n = 8$, $p = 0,093$) viste en signifikant forskjell på 10 % nivå, med høyere konsentrasjoner i utløpet enn i innløpet. For jern kan dette kan skyldes mobilisering fra sedimenter nedstrøms, ettersom akkumulasjon ved stasjon 4. Økt sinkkonsentrasjon i utløpet kan indikere oppkonsentrering av sink i vannstrømmen eller tilførsel av sink fra vegavrenning (Johansen et al., 2014). Konsentrasjonene av krom var høyere i utløpet enn innløpet og kan skyldes diffuse kilder som vegavrenning eller utlekking fra sementperlene (Vogel et al., 2024; Saidi & Said, 2019). Aluminium ($n = 8$, $p = 0,038$) viste en signifikant forskjell på 5 % nivå. Økningen av Al ved utløpet, kan trolig henge sammen med konsentrasjoner av TSS, ettersom Al i stor grad er bundet til partikler. Mangan ($n = 8$, $p = 0,00127$) og kadmium ($n = 8$, $p = 0,00019$) hadde de mest signifikante forskjellene på 1 %. Økningen av Mn og Cd ved utløpet kan skyldes økt avrenning fra vei, utlekking fra sementpæler eller frigjøring fra bunnsediment (Johansen et al., 2014; Saidi & Said, 2019). For kobber ($n = 8$, $p = 0,68$) ble det ikke funnet noen signifikant forskjell mellom innløp og utløp. Dette kan tyde på at fordrøyningsdammen ikke har en tydelig påvirkning på konsentrasjonene av kobber mellom innløpet og utløpet.

5.2.2 Vannkvalitet i forhold til vannforskriften

Vannforskriften benyttes som et sammenligningsgrunnlag for vurdering av vannkvalitet i fordrøyningsdammen. Dette gir en referanseramme for å vurdere i hvilken grad tiltaket bidrar til å opprettholde eller forbedre vannmiljøet i området. Det er imidlertid viktig å presisere at det juridisk sett ikke stilles krav om at fordrøyningsdammen skal oppfylle miljømålene fastsatt i vannforskriften. Formålet med sammenligningen er derfor ikke å evaluere

måloppnåelse i henhold til forskriften, men å få en indikasjon på vannkvalitetens tilstand og potensielle miljømessige effekter.

Vurdering av vannkvalitet basert på næringsstoffer

Målingene av total fosfor (Tot-P) i både innløp og utløp varierer mellom 19 µg/L og 47 µg/L med et gjennomsnitt på 30 (innløp)- 31 µg/L (utløp) for hele perioden. I henhold til klassifiseringssystemet plasserer dette vannkvaliteten hovedsakelig i kategorien *moderat* (25-38 µg/L). I enkelte tilfeller, spesielt ved siste prøvetaking (3. september) var fosforverdien på 47,4 µg/L, noe som tilsvarer dårlig tilstand. For fosfor ser det ut til at dammen i noen tilfeller kan bidra til en liten reduksjon, men den gir ikke en konsekvent forbedring av vannkvaliteten, siden utløpsverdiene er like høye eller høyere enn innløpsverdiene ved enkelte prøvetidspunkter. Når det gjelder total nitrogen (Tot-N), ligger verdiene i innløpet mellom 3,9 mg/L (3900 µg/L) og 5,1 mg/L (5100 µg/L), mens utløpsverdiene varierer mellom 2,6 mg/L (2600 µg/L) og 4,1 mg/L (4100 µg/L). Sammenlignet med klassifiseringssystemet, som definerer svært god tilstand som < 425 µg/L, er både innløps- og utløpsverdiene langt over grensen for *svært dårlig* tilstand (> 1425 µg/L). Dette indikerer at nitrogenkonsentrasjonene i dammen er svært høye, selv om gjennomsnitt for utløp (3,3 mg/L) er lavere enn innløp (4,4 mg/L) (Direktoratgruppen vanndirektivet, 2018). Fordrøyningsdammen har en viss tilbakeholdene effekt for total nitrogen, men ikke i den graden at den forbedrer vannkvaliteten, siden konsentrasjonene forblir likevel langt over grensen for god tilstand.

Sammenlignet med referansestasjonen viser målingene at tot-P ved både innløp og utløp til dammen i stor grad ligger på samme nivå som referansen, med henholdsvis et gjennomsnitt på 30 µg/L (innløp), 31,6 µg/L (utløp) og 29,2 µg/L (referanse). Dette plasserer alle målepunktene innenfor moderat tilstand ifølge klassifiseringssystemet. For tot-N er forskjellene mer tydelige. Referansestasjonen har et høyere gjennomsnitt (4,7 mg/L) enn både innløpet (4,4 mg/L) og utløpet (3,3 mg/L). Dette indikerer at dammen har en viss reduserende effekt på nitrogen, selv om alle målingene fortsatt er innenfor svært dårlig tilstand. Samlet sett tyder sammenligningen på at vannkvaliteten i dammen ikke er betydelig dårligere enn ved referansepunktet, men at forbedringen er begrenset.

Vurdering av vannkvalitet basert på metallkonsentrasjoner

Sinkkonsentrasjonene i innløpet varierer mellom 1,2 og 8,8 µg/L, mens utløpet har høyere verdier, med konsentrasjoner opp til 19 µg/L i mai. Ifølge vannforskriften faller de fleste verdiene innenfor klasse II, der ingen toksiske effekter forventes. Likevel overstiger enkelte verdier grensen til klasse IV, noe som indikerer en potensiell risiko for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering. For kobber er konsentrasjonene i innløpet relativt lave, mellom 0,62 og 6,3 µg/L, men i utløpet stiger de enkelte ganger til 7,7 µg/L. De fleste verdiene ligger innenfor klasse I og II, som er innenfor god tilstand. Kadmiumkonsentrasjonene ligger gjennomgående innenfor klasse II, som representerer god tilstand. Krom viser noe variasjon mellom innløp og utløp. Mens innløpet holder seg stabilt lavt, øker konsentrasjonene i utløpet enkelte ganger opp til 1,4 µg/L, noe som fortsatt er innenfor klasse II (Miljødirektoratet, 2020).

6 Avslutning

6.1 Konklusjon

Formålet med denne studien var å undersøke renseeffekten av en fordrøyningsdam ved rv. 4 påvirker vannkvaliteten. Hovedhypotesen var at *fordrøyningsdammen holder tilbake partikler og næringsstoffer som endrer vannkvaliteten mellom oppstrøms og nedstrøms stasjoner*. Basert på analyser av vannkvalitetsdata fra seks stasjoner og vurdering av både romlig variasjon og endringer mellom innløp og utløp, kan følgende hovedfunn trekkes frem.

Referansestasjonen hadde gjennomgående lavere konsentrasjoner av fosfor og metaller enn nedstrøms stasjonene. Nedstrøms stasjoner viste en gradvis økning i flere parametere, men også tegn til tilbakeholdelse, spesielt for total nitrogen (TN) som hadde en signifikant reduksjon mellom innløp og utløp. Dette tyder på at prosesser som denitrifisering og planteopptak finner sted i dammen, noe som støtter hypotesen. Selv om punktobservasjonene fra innløp og utløp viser at konsentrasjonene av total suspendert stoff (TSS) og total fosfor (TP) var høyere ved utløpet enn ved innløpet, kan dette ikke alene tolkes som at fordrøyningsdammen ikke holder tilbake partikler og næringsstoffer. Prøvene er basert på punktobservasjoner, og gir derfor ikke tilstrekkelig grunnlag for å beregne totale mengder med partikler som går inn og ut av dammen. Økte nivåer nedstrøms kan skyldes tilførsel av partikulært materiale fra omkringliggende arealer eller intern resuspensjon av

sedimenter i dammen, spesielt i perioder med høy vannføring eller variasjoner i vannstand. Siden fosfor i stor grad er bundet til partikler, vil slike prosesser også kunne forklare variasjoner i TP-konsentrasjonen. For å kunne si noe sikkert om dammens effektivitet kreves en mer omfattende datainnsamling med høyere prøvetakningsfrekvens og gjerne måling av partikkel- og næringsstofftransport over lengre perioder. Dermed er det per i dag ikke tilstrekkelig grunnlag for å forkaste hypotesen om at fordrøyningsdammen bidrar til å holde tilbake TSS og TP, selv om enkelte enkeltmålinger viser økte konsentrasjoner nedstrøms.

Metall konsentrasjonene viser at flere metaller som jern, mangan, aluminium, sink, krom og kadmium generelt øker fra innløp til utløp i fordrøyningsdammen. Dette kan indikere mobilisering fra bunnsedimenter eller tilførsel fra eksterne kilder som vegavrenning og utlekking fra sementpæler. Spesielt mangan og kadmium viser signifikante økninger, noe som tyder på at dammen ikke alltid fungerer som en effektiv barriere for disse metallene. Samtidig er mange av metallene i stor grad partikkelbundet, og økte nivåer nedstrøms kan også skyldes økt partikkeltransport, som nevnt for TSS og TP. Det kan derfor være utfordrerne å skille mellom det som mobiliseres internt i dammen og metaller som tilføres fra nærliggende arealer.

Basert på resultatene kan hovedhypotesen anses som delvis bekreftet. Fordrøyningsdammen viser en tydelig evne til å tilbakeholde nitrogen, noe som understreker dens rolle i å redusere næringsstoffbelastningen i vannet. Effekten på fosfor og metaller er derimot mer ukjent, da den i større grad påvirkes av eksterne faktorer som tilførsel fra omkringliggende arealer, sedimentdynamikk og sesongmessige variasjoner. De observerte forskjellene i vannkvalitet mellom oppstrøms og nedstrøms bekrefter dammens funksjon som både en buffer og en aktiv del av i transport- og tilbakeholdelsesprosesser. Samlet sett bidrar fordrøyningsdammen til å regulere transport av partikler og stoffer, men effekten varierer med sesong, hydrologiske og geokjemiske forhold over tid.

6.2 Veien videre

For å få et mer komplett bilde av dammens funksjon anbefales en forlenget overvåkningsperiode med en høyere prøvetakningsfrekvens for å fange opp

sesongvariasjoner. Det er også behov for mer informasjon om tilførsler fra vei, som årsdøgntrafikk og forurensningsindeks, samt data på dammens oppholdstid og volum. Massebalanse av for eksempel fosfor, kunne gi en tydeligere vurdering av netto tilbakeholdelse. Sedimentprøver bør også tas med i betraktning for å undersøke akkumulering og eventuell frigjøring av fosfor og metaller over tid. En viktig detalj er at dammen er konstruert uten planlagt vedlikehold. Uten inngrep vil den over tid kunne gro igjen eller fylles med sedimenter, noe som gradvis vil redusere funksjonen. Fremtidig oppfølging bør derfor også vurdere langtidseffekter og behovet for eventuelle tiltak dersom effekten reduseres betydelig.

7 Litteraturliste

- Bjørhusdal, T og Riis, A. E. (2023). *Rv.4- Roa-Gran grense*. Syversen, F. Wiig, H. Ørhech, T. Engen, Siri (Red.), *Fjellsprengningskonferansen 2023* (s. 41.1-41.12). Norsk forening for fjellsprenningsteknikk (NFF), Norsk Bergmekanikkgruppe og Norsk Geoteknisk Forening. Tilgjengelig fra: <https://nff.no/wp-content/uploads/sites/2/2023/11/245167-Fjellsprenningskonferansen-2023-USB.pdf> (lest 29.01.25)
- Bjørnå, Finn (2021). *sinkgjødse*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/sinkgj%C3%B8dse> (lest 02.03.25)
- Contreras, E., Jurado-Ezqueta, M., Pimentel, R., Serrano, L., Hidalgo, C., Jiménez, A & Polo, M.J. (2024). *Assessment of seasonal and annual patterns in phosphorus content in a monitored catchment through a partitioning approach based on hydrometeorological data*. Environmental Research, 242, 117501. ISSN 0013-9351. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117501> (lest 28.02.25)
- DeVore, Cherie L., Rodriguez-Freire, Lucia., Villa, Noelani., Soleimanifar, Maedeh., Gonzalez-Estrella, Jorge., Ali, Abdul Mehdi. S., Lezama-Pacheco, Juan., Ducheneaux, Carlyle & Cerrato, José M. (2022). *Mobilization of As, Fe, and Mn from Contaminated Sediment in Aerobic and Anaerobic Conditions: Chemical or Microbiological Triggers?* ACS Earth and Space Chemistry, 6(7). Tilgjengelig fra: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsearthspacechem.1c00370> (lest 15.03.25)
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Veileder 02:2018. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-agder/dokument-agder/miljo-og-klima/mudring-utfylling-og-dumping/2018---02-veileder-klassifisering-av-miljotilstand-i-vann-27.10.20-1.pdf> (lest 03.03.25)
- Egeland, E. S. (2025). *ICP (induktivt koblet plasma)*. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/ICP - induktivt koblet plasma](https://snl.no/ICP_-_induktivt_koblet_plasma) (lest 10.02.24)
- Eurofins. (2019). *Forklaringer til drikkevannsanalyser*. Tilgjengelig fra: <https://www.eurofins.no/media/2852878/forklaringer-til-drikkevannsforskriften.pdf> (lest 04.04.25)
- Greenacre, Michael. (2010). *Biplots in Practice*. Fundación BBVA. Tilgjengelig fra: https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/dat/DE_2010_biplots_in_practice.pdf (lest 22.03.25)
- Groeneveld, M., Kothawala, D.N. & Tranvik, L.J. (2022). *Seasonally variable interactions between dissolved organic matter and mineral particles in an agricultural river*. Aquat Sci 85, 2. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00898-9> (lest...)
- Gulliver, J.S., A.J. Erickson, and P.T. Weiss (editors). 2010. *Stormwater Treatment: Assessment and Maintenance*. University of Minnesota, St. Anthony Falls Laboratory. Minneapolis, MN. <https://stormwaterbook.safl.umn.edu/> (lest 02.05.25)
- Hasan, B.M.S og Abdulazeez, A. M. (2021). *A Review of Principal Component Analysis Algorithm for Dimensionality Reduction*. Journal of Soft Computing and Data Mining, 2(1), s. 20-30. Tilgjengelig fra: <https://publisher.uthm.edu.my/ojs/index.php/jscdm/article/view/8032/4199> (lest 23.03.25)
- Hessen, D.O., Andersen, T., Tominaga, K & Finstad, A. G. (2016). *When soft waters becomes softer; drivers of critically low levels of Ca in Norwegian lakes*. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1002/lno.10394> (lest 25.04.25)
- Jarsjö, Jerker., Andersson-Sköld, Yvonne., Fröberg, Mats., Pietróń, Jan., Borgström, Robin., Löf, Åsa & Kleja, Dan B. (2020). *Projecting impacts of climate change on metal*

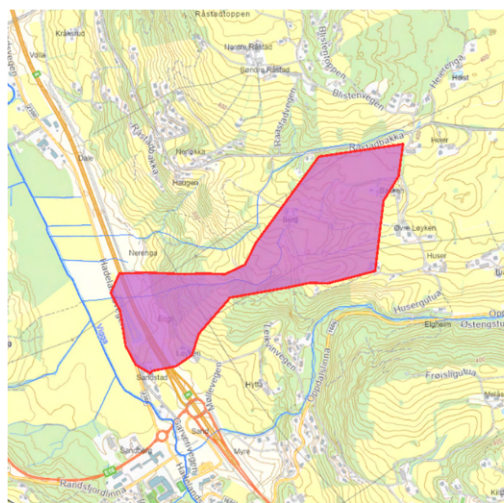
- mobilization at contaminated sites: Controls by the groundwater level*. Science of The Total Environment, 712, 135560. ISSN 0048-9697. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135560> (lest 18.03.25)
- Johansen, Susanne L., Thygesen, Helene & Meland, Sondre. (2014). *Kjemisk karakterisering av sediment i rensebassenger for vegavrenning*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/forskning-innovasjon-og-utvikling/norwat/kjemisk-karakterisering-av-sediment-i-rensbassenger-for-vegavrenning-vann-01-2014.pdf?v=499269> (lest 16.01.25)
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principle component analysis*. 2.utg. Springer. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/b98835> (lest 13.11.24)
- Kartverket. (u.å). Norgeskart. Tilgjengelig fra: <https://www.norgeskart.no/#!?project=norgeskart&layers=1002&zoom=10&lat=6697911.90&lon=252771.74&markerLat=6692952.831512318&markerLon=257242.32845607263&p=searchOptionsPanel&sok=Hadelandsvegen> (lest 06.11.24)
- Miljødirektoratet. (2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota-revidert 30.10.2020*. Veileder M-608. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m608/m608.pdf> (lest 03.03.25)
- NGU. (u.å.a). *Løsmasser - Nasjonal løsmassedatabase*. Hentet 20.10.24 fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/
- NGU. (u.å.b). *Berggrunn - Nasjonal berggrunnsdatabase*. Hentet 20.10.24 fra: https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- Nordtun, Kristian. (2025). *Jaren ndf målestasjon* (e-post til Kristian, Nordtun 27.01.25)
- Norsk klimasenterservice (u.å). *Observasjoner og værstatistikk*. Hentet 24.02.25 fra <https://seklima.met.no/observations/>
- Novotny, V. (2003). *Water quality: Diffuse pollution and watershed management*. 2nd edition. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons.
- NVE. (u.å.a). *NEVINA*. Versjon 4 utg.: Norges vassdrag- og energidirektorat. Hentet 13.10.24 fra: <https://nevina.nve.no/>
- NVE. (u.å.b). *Sildre*. Norges vassdrag- og energidirektorat. Hentet 21.10.24 fra: https://sildre.nve.no/station/12.286.0?12.286.0.1001_period=custom&12.286.0.1001_res=1440&12.286.0.1001_to=2024-09-04&12.286.0.1001_from=2024-05-01&12.286.0.1001_decimals=3&12.286.0_tab=1&12.286.0.1000_period=custom&12.286.0.1000_res=1440&12.286.0.1000_to=2024-09-04&12.286.0.1000_from=2024-05-01&12.286.0.1000_decimals=3
- Saidi, Ibtihel & Said, Olfa. (2019). *Chemical composition and heavy metal content of Portland cement in northern Tunisia*. Iranian journal of chemistry & chemical engineering, 30(3). Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/332330122_Chemical_composition_and_heavy_metal_content_of_Portland_cement_in_northern_Tunisia (lest 04.05.25)
- Shafii, Mahyar., Slowinski, Stephanie., Sabur, Md Abdus., Arvisais, Aline., Bhusal, Yubraj., Withers, William., Krogstad, Konrad J., Parsons, Chris T & Cappellen, Philippe Van. (2024). *Mineral formation explains the high retention efficiency of dissolved reactive phosphorus in a residential stormwater pond*. Environmental Science Advances, 3(6), page 819-832: ISSN 2754-7000. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1039/d3va00267e> (lest 22.04.25)

- Sillanpää, Mika. (2015). *Natural organic matter in water*. Chapter 2. (2.2.1 Total organic carbon/Dissolved organic carbon), s. 17-53. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/book/9780128015032/natural-organic-matter-in-water> (lest 15.05.25)
- Smith, Joseph S., Winston, Ryan J., Tirpak, Andrew., Wituszynski, David M., Boening, Katryn M. & Martin, Jay F. (2020). *The seasonality of nutrients and sediment in residential stormwater runoff: Implications for nutrient-sensitive waters*. Journal of Environmental Management, 276, 111248. ISSN 0301-4797. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111248> (lest 17.01.25)
- Social Science Statistics. (u.å). *T-test Calculator for 2 Dependant Means*. Tilgjengelig fra: <https://www.socscistatistics.com/tests/ttestdependent/default.aspx> (22.03.25)
- SVV. (2005). *Overvåking av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004*. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/191268/UTB%20rapport%202005-02%20Rensebasseng.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 23.03.25)
- Vannområde Randsfjorden (2021). *Vigga*. Faktaark. Tilgjengelig fra: <https://vannomrade-randsfjorden.no/wp-content/uploads/Vigga-faktaark.pdf> (lest 17.11.24)
- Vogel, Angus R., Kolberg, Yannik., Schmidt, Matthias., Kahlert, Heike & Tümpling, Wolf von. (2024). *Potential deterioration of chemical water quality due to trace metal adsorption onto tire and road wear particles - Environmentally representative experiments*. Environmental Pollution, 359, 124571: ISSN 0269-7491. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124571> (lest 10.02.25)
- Vogt, Tobias., Hoehn, Eduard., Schneider, Philipp., Freund, Anja., Schirmer, Mario & Cirpka, Olaf A. (2010). *Fluctuations of electrical conductivity as a natural tracer for bank filtration in a losing stream*. Advances in Water Resources, 33 (11), pages 1296-1308. ISSN 0309-1708. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.02.007> (lest 20.03.25)
- Yazdi, Mohammad Nayeab., Scott, Durelle., Sample, David J. & Wang, Xixi. (2021). *Efficacy of a retention pond in treating stormwater nutrients and sediment*. J. Cleaner Prod. 290, 125787. ISSN 0959-6526. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125787> (lest 06.04.25)
- Åstebøl, S.O og Hvitved-Jacobsen, T. (2014). *Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging*. (Rapportnummer 295). Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/fokusomrader/miljo-og-omgivelser/295-rapport-redg27-10-15.pdf> (lest 10.12.24)

8 Vedlegg

Vedlegg 1: Nedbørsfeltparametere for Vigga

Karttjenesten er tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no/>. Data ble hentet 13.10.24.



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 257228 E
6692991 N

Nedbørsfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil.
Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørsfeltparametere

Vassdragsnr.: 012.EBC
Kommune.: Lunner
Fylke.: Akershus
Vassdrag.: Vigga

Feltparametere

Areal (A)	0.4	km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	0	%
Elvleengde (E _L)	0.9	km
Elvegradient (E _G)	125.5	m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	146.2	m/km
Helning	8.3	°
Dreneringstetthet (D _T)	2.2	km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	1.4	km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0	%
Dyrket mark (A _{JORD})	83.2	%
Myr (A _{MYR})	0	%
Leire (A _{LEIRE})	0	%
Skog (A _{SKOG})	15.7	%
Sjø (A _{SJØ})	0	%
Snaufjell (A _{SF})	0	%
Urban (A _U)	0	%
Uklassifisert areal (A _{REST})	1.9	%

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	234	m
Høyde ₁₀	239	m
Høyde ₂₀	262	m
Høyde ₃₀	298	m
Høyde ₄₀	331	m
Høyde ₅₀	354	m
Høyde ₆₀	366	m
Høyde ₇₀	379	m
Høyde ₈₀	386	m
Høyde ₉₀	396	m
Høyde _{MAX}	402	m

Klima- /hydrologiske parametere (1991-2020)

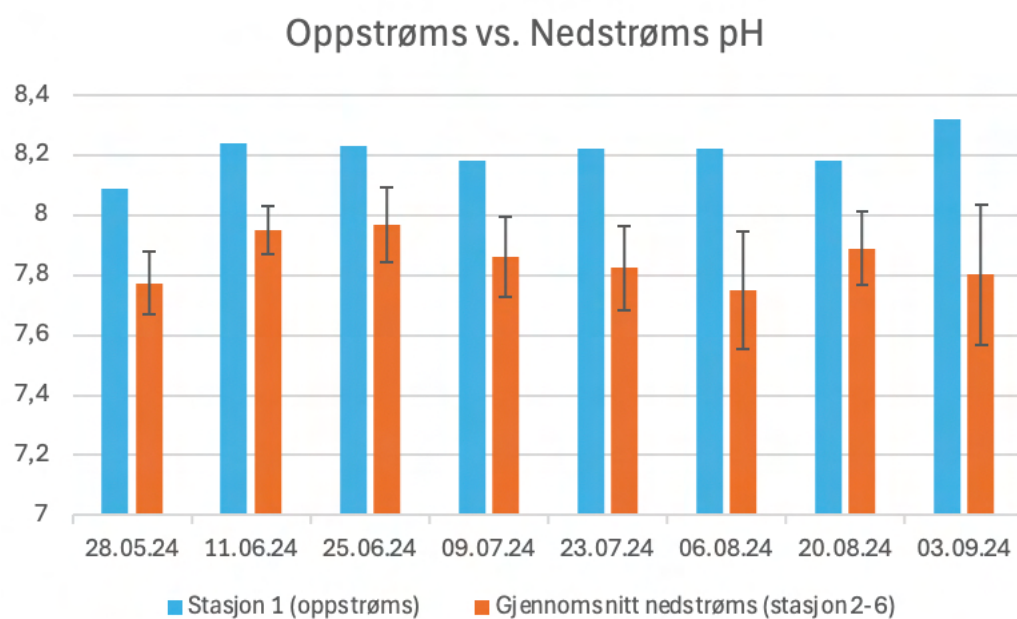
Årlig middelavrenning (Q _N)	14.7	l/s*km ²
Årlig middelavrenning	463	mm
Usikkerhet middelavrenning	12.6	%
Nedbør juni - august	261	mm
Nedbør desember - februar	218	mm
Årstemperatur	3.3	°C
Sommertemperatur	13.5	°C
Vintertemperatur	-4	°C

Vedlegg 2: Deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser

Tabell 1: Deteksjonsgrenser(LOD) og kvantifiseringsgrenser(LOQ) for grunnstoffer analysert ved hjelp av ICP-MS

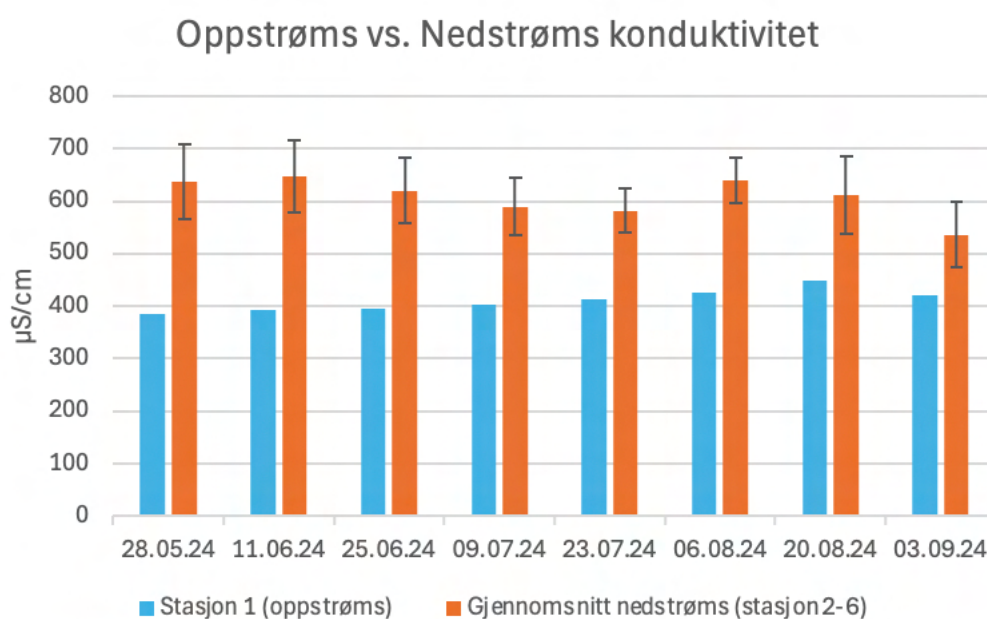
Grunnstoff	Fe	Mn	Al	Zn	Cu	Cd	Cr	Ca
Enhet	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Deteksjonsgrense (LOD)	0,5	0,009	0,002	0,1	0,04	0,0003	0,08	0,003
Kvantifikasjonsgrense (LOQ)	1,8	0,03	0,0052	0,36	0,14	0,0011	0,26	0,0099

Vedlegg 3: Oppstrøms vs. nedstrøms pH



Figur 1: Målinger av pH ved stasjon 1 og gjennomsnitt av stasjon 2-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

Vedlegg 4: Oppstrøms vs. nedstrøms konduktivitet



Figur 2: Målinger av konduktivitet ved stasjon 1 og gjennomsnitt av stasjon 2-6, annenhver uke fra 28. mai-3. september 2024.

Vedlegg 5: Innløp- og utløpskonsentrasjoner

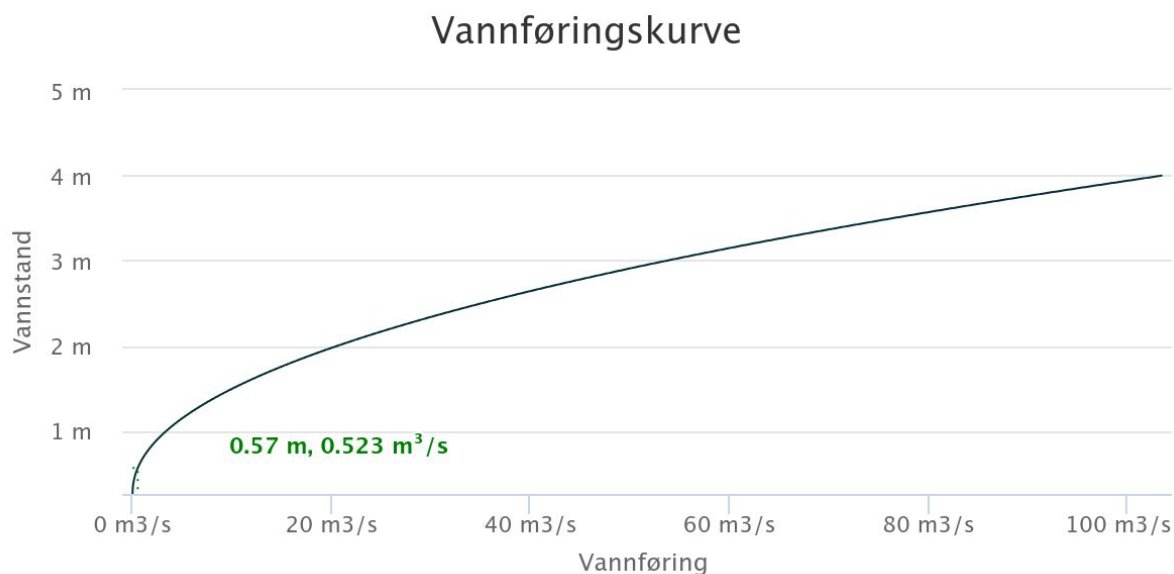
Tabell 2: Innløp- og utløpskonsentrasjoner av TSS, pH, konduktivitet, TP, TN og DOC i en fordrøyningsdam ved rv. 4 fra 28. mai til 3. september 2024.

Prøvedato	Suspendert stoff (mg/L)		pH		Konduktivitet (µS/cm)		Totalt fosfor (µg/L)		Total nitrogen (mg/L)		Løst organisk karbon (mg/L)	
	Innløp (2)	Utløp (5)	Innløp (2)	Utløp (5)	Innløp (2)	Utløp (5)	Innløp (2)	Utløp (5)	Innløp (2)	Utløp (5)	Innløp (2)	Utløp (5)
28.05.24	2,29	*	7,79	7,9	540	632	32,7	36	4,5	4,1	6,9	2,4
11.06.24	0,15	2,99	7,87	8,04	575	693	24,5	22,9	5,1	3,7	3,5	2,7
25.06.24	0,51	1,16	7,84	8,12	545	653	24,5	19,6	4,6	3,6	3,3	2,5
09.07.24	2,52	4,20	7,78	7,99	510	632	27,8	27,8	4,4	2,6	3,3	3,1
23.07.24	0,81	7,75	7,71	7,91	524	580	27,8	32,7	3,9	3,2	3,8	3,8
06.08.24	0,41	3,23	7,45	7,9	610	638	27,8	29,4	3,9	2,9	2,3	2,5
20.08.24	0,68	7,56	7,71	7,96	507	649	29,4	32,7	4,5	3,2	2,5	2,4
03.09.24	4,26	21,49	8,21	7,64	439	562	47,4	47,4	4,4	3,3	7,4	3,7

Vedlegg 6: Vannføringskurve fra Jaren ndf målestasjon

Hentet den 21.10.24 fra:

https://sildre.nve.no/station/12.286.0?12.286.0.1001_period=custom&12.286.0.1001_res=1440&12.286.0.1001_to=2024-09-04&12.286.0.1001_from=2024-05-01&12.286.0.1001_decimals=3&12.286.0_tab=2&12.286.0.1000_period=custom&12.286.0.1000_res=1440&12.286.0.1000_to=2024-09-04&12.286.0.1000_from=2024-05-01&12.286.0.1000_decimals=3



Kurven gjelder fra 1.9.1983 (Etablertdato: 22.8.2018)

Viser alle målinger for stasjonen

- Segment1 $Q=6.42114(H+(-0.262369))^{2.1101}$ (min:0.262369 max:4)
- ◆ Siste måling (14.2.2025 14:00:00)

Vedlegg 7: Resept på betongen brukt for sementperlene

PRODUCT DATA SHEET

STANDARDSEMENT FA

CEM II/B-M(V-L) 42,5 R

LAST REVISION OCTOBER 2022

Norcem Standardsement FA satisfies the requirements according to NS-EN 197-1:2011 for the Portland-composite cement CEM II/B-M (V-L) 42.5 R.

Properties		Declared values	Requirements according to NS-EN 197-1:2011
Fineness (Blaine m ² / kg)		450	
Specific weight (kg /dm ³)		3.00	
Soundness (mm)		1	≤ 10
Initial setting time (min)		150	≥ 60
Compressive strength (MPa)	1 day	19	
	2 days	29	≥ 20
	7 days	40	
	28 days	53	≥ 42.5 ≤ 62.5
Sulfate (% SO ₃)		≤ 4.0	≤ 4.0
Chloride (% Cl ⁻)		≤0.085 (B) / ≤0.05 (K)	≤ 0.10
Water soluble chromium (ppm Cr ⁶⁺)		≤ 2	≤ 2 ¹
Alkalies (% Na ₂ O _{ekv})		1.4 (B) / 1.5 (K)	
Clinker (%)		76	65-79
Fly ash (%)		18	21-35
Limestone (%)		6	

¹. According to EU regulation REACH Annex XVII point 47 Chromium VI compounds.

B = Brevik and K = Kjølpsvik

NORCEM
HEIDELBERGCEMENT Group

Norcem AS, Postboks 142, Lilleaker, 0216 Oslo
Tlf. 22 87 84 00 firmapost@norcem.no www.norcem.no

Vedlegg 8: Samletabell av vannkvalitetsparametere

De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert for kalsium.

Prøvedato	Stasjon	pH	Konduktivitet [µS/cm]	DOC [mg/L]	TSS [mg/L]	TP [µg/L]	PO4-P [µg/L]	TN [mg/L]	NO3-N [mg/L]	Ca [mg/L]
28.05.24	1	8,09	385	4,5	*	24,5	4,1	5,0	4,9	70
	2	7,79	540	6,9	2,29	32,7	2,7	4,5	4,4	87
	3	7,74	614	5	*	40,9	2,7	5,1	5,1	94
	4	7,62	737	1,9	*	26,2	1,4	3,7	3,6	120
	5	7,9	632	2,4	*	36	1,4	4,1	4,0	110
	6	7,82	665	3	*	32,7	1,4	3,9	3,8	110
11.06.24	1	8,24	394	3,3	*	22,9	4,1	5,6	5,4	68
	2	7,87	575	3,5	0,15	24,5	2,7	5,1	5,0	89
	3	7,91	570	3,3	*	24,5	2,7	4,9	4,9	87
	4	7,9	687	3,1	*	21,3	1,4	3,5	3,5	110
	5	8,04	693	2,7	2,99	22,9	1,4	3,7	3,7	110
	6	8,03	714	3,2	*	34,3	1,4	3,5	3,5	110
25.06.24	1	8,23	395	3,1	*	24,5	4,1	5,1	5,0	70
	2	7,84	545	3,3	0,51	24,5	2,7	4,6	4,5	87
	3	7,95	561	3,8	*	24,5	1,4	4,2	4,2	88
	4	7,86	679	2,8	*	21,3	1,4	3,4	3,3	120
	5	8,12	653	2,5	1,16	19,6	1,4	3,6	3,6	110
	6	8,07	665	3	*	26,2	1,4	3,4	3,4	110
09.07.24	1	8,18	403	3,2	*	24,5	5,4	4,7	4,7	72
	2	7,78	510	3,3	2,52	27,8	2,7	4,4	4,3	83
	3	7,74	569	3,7	*	49,1	2,7	3,9	3,8	92
	4	7,77	589	3,4	*	31,1	1,4	3,6	3,5	94
	5	7,99	632	3,1	4,20	27,8	1,4	2,6	3,1	100
	6	8,02	649	3,7	*	26,2	1,4	3,1	2,9	110
23.07.24	1	8,22	413	4,2	*	27,8	4,1	3,9	3,9	74
	2	7,71	524	3,8	0,81	27,8	2,7	3,9	3,9	86
	3	7,64	613	3,4	*	26,2	1,4	3,2	3,1	100
	4	7,92	561	3,8	*	32,7	1,4	3,3	3,3	93
	5	7,91	580	3,8	7,75	32,7	1,4	3,2	3,0	100
	6	7,94	631	3,1	*	34,3	1,4	2,9	2,9	110
06.08.24	1	8,22	426	3,1	*	27,8	5,4	4,2	4,1	79
	2	7,45	610	2,3	0,41	27,8	2,7	3,9	3,9	99
	3	7,78	592	2,6	*	27,8	2,7	3,7	3,6	100
	4	7,68	705	1,9	*	31,1	2,7	2,9	2,9	120
	5	7,9	638	2,5	3,23	29,4	2,7	2,9	2,9	110
	6	7,94	649	2	*	31,1	2,7	3,2	3,1	110
20.08.24	1	8,18	448	2,7	*	29,4	5,4	4,6	4,6	79
	2	7,71	507	2,5	0,68	29,4	2,7	4,5	4,5	90
	3	7,97	565	2,3	*	26,2	2,7	3,9	3,8	99
	4	7,82	680	2,4	*	47,4	2,7	2,9	2,9	120
	5	7,96	649	2,4	7,56	32,7	4,1	3,2	3,2	110
	6	7,99	658	2,1	*	29,4	4,1	3,1	3,0	110
03.09.24	1	8,32	422	6,6	*	52,3	13,6	4,4	4,4	77
	2	8,21	439	7,4	4,26	47,4	12,2	4,4	4,4	78
	3	7,77	509	6	*	42,5	10,9	4,4	4,3	90
	4	7,68	581	4,3	*	67,1	6,8	3,4	3,4	97
	5	7,64	562	3,7	21,49	47,4	6,8	3,3	3,2	96
	6	7,71	590	4,4	*	44,2	5,4	3,2	3,1	100

Vedlegg 9: Samletabell av metallkonsentrasjoner

De to første prøvetakningsdatoene (28.05.24 og 11.06.24) ble vannprøvene filtrert.

Prøvedato	Stasjon	Fe [µg/L]	Mn [µg/L]	Al [mg/L]	Zn [µg/L]	Cu [µg/L]	Cd [µg/L]	Cr [µg/L]
28.05.24	1	<2	0,78	<0,005	14	0,48	0,0042	<0,3
	2	6,4	15	0,0076	8,8	6,3	0,016	0,26
	3	9,9	14	0,011	21	2,4	0,019	0,37
	4	5,1	71	0,0073	24	0,81	0,063	<0,3
	5	8	31	0,014	19	0,77	0,024	<0,3
	6	16	43	0,014	20	0,83	0,021	<0,3
11.06.24	1	<2	6,2	<0,005	12	0,6	0,0065	<0,3
	2	4,5	10	<0,005	7,7	1,5	0,014	<0,3
	3	5,7	11	<0,005	16	1,7	0,017	<0,3
	4	8,4	39	0,0089	15	1,1	0,038	<0,3
	5	8,3	35	0,0097	15	7,7	0,039	<0,3
	6	48	41	0,0077	15	0,95	0,028	<0,3
25.06.24	1	23	0,94	0,016	<0,4	0,51	0,0024	<0,3
	2	40	9,4	0,027	1,2	0,99	0,012	<0,3
	3	35	8,5	0,043	1	0,85	0,012	<0,3
	4	42	52	0,025	1,1	0,55	0,046	<0,3
	5	41	25	0,038	1,7	2,4	0,031	<0,3
	6	210	29	0,081	1,1	0,75	0,026	0,29
09.07.24	1	26	1,2	0,019	<0,4	0,51	0,0015	<0,3
	2	100	11	0,079	1,6	1	0,012	0,37
	3	150	14	0,15	2,4	1,2	0,018	0,58
	4	160	19	0,13	2,3	1,1	0,024	0,57
	5	180	30	0,15	2,2	1,6	0,033	0,55
	6	220	32	0,11	1,4	0,9	0,026	0,43
23.07.24	1	39	1,5	0,026	<0,4	0,62	0,0019	<0,3
	2	29	5,1	0,021	1,2	0,92	0,012	<0,3
	3	81	15	0,072	1,5	0,76	0,022	0,28
	4	120	15	0,12	1,7	0,9	0,020	0,42
	5	260	32	0,21	2,2	1,2	0,027	0,67
	6	420	43	0,19	2,1	1,1	0,031	0,62
06.08.24	1	32	1,8	0,022	0,77	0,6	0,003	<0,3
	2	17	8,7	0,014	2,7	0,8	0,023	<0,3
	3	100	14	0,078	1,9	0,85	0,020	0,35
	4	320	72	0,17	2,5	0,82	0,052	0,46
	5	120	28	0,078	1,6	0,85	0,031	0,28
	6	230	34	0,061	1,3	0,71	0,025	<0,3
20.08.24	1	36	1,4	0,057	0,43	0,71	0,0033	<0,3
	2	13	6	0,012	1,2	0,62	0,011	<0,3
	3	31	9,4	0,028	1,2	0,66	0,015	<0,3
	4	1100	83	0,57	4,2	1,7	0,057	1,4
	5	310	35	0,19	1,8	0,96	0,032	0,49
	6	190	28	0,084	0,96	0,69	0,021	0,26
03.09.24	1	270	14	0,15	2,1	1,3	0,013	0,49
	2	120	6,4	0,074	1,4	1,1	0,010	0,29
	3	92	10	0,059	1,7	1,1	0,017	0,32
	4	1400	71	0,89	6,3	2,7	0,068	2,1
	5	730	66	0,42	4,1	1,5	0,037	1,4
	6	460	56	0,25	2,9	1,3	0,031	0,80



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway