



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Betydning av varierende vannføring for partikkeltransport og tilhørende forurensinger i Bølstadbekken

Mari Halvas-Svendsen

Master i Miljøvitenskap

Forord

Dette er min avsluttende masteroppgave i Miljøvitenskap med spesialisering i vannressurser og limnologi ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Oppgaven baserer seg på resultater fra egen innsamling av vannprøver tatt i Bølstadbekken på Ås. I den forbindelse har jeg fått muligheten til å jobbe selvstendig både i felt og på lab, som har vært lærerik og interessant opplevelse.

Først og fremst vil jeg takke veiledere mine Gunhild Riise og Thomas Rohrlack for god støtte og veiledning gjennom oppgaven. Spesielt takk til Gunnhild for hennes bidrag under felt og på lab.

Videre til jeg takke Norsk vannforening for økonomisk støtte til oppgaven.

Sist, men ikke minst vil jeg takke gjengen på lesesalen som har kommet med nyttige tips og støtte under masterskrivingen.

Sammendrag

Partikler er viktig for spredning av næringsstoffer, spormetaller og organisk materiale i vann spesielt ved flom og kraftig overflateavrenning. Deres forekomst er knyttet til arealfordelingen samt tilstanden i nedbørsfeltet, mens spredningen til nærliggende vannforekomster påvirkes av avrenningsprosesser som følge av nedbør. I den sammenheng vil elver og bekker utgjøre viktige transportveier da de bidrar til spredning av forurensingene som kommer fra nedbørsfeltet. Tidligere studier har vist at transport av forurensinger, særlig fosfor, skjer i form av partikler. Imidlertid er det generelt en manglende forståelse av vannføringens bidrag i den totale avrenningen, noe som har ført til upresise beregninger av partikkeltransporten. Det vil derfor være et behov å undersøke vannføringens betydning for transport av partikler samt tilhørende stoffer.

For å undersøke sammenhengen nærmere ble vannprøver tatt i Bølstadbekken i Ås, Akershus. Bekken befinner seg i et lavlandsområde med leire og betydelig innslag av jordbruksarealer, skog og noe bebyggelse. For å vurdere effekten av varierende vannføring, ble prøver tatt under lav vannføring (baseflow), mens for registrering av flomperioder ble prøver tatt hyppigere. Feltarbeidet ble gjennomført fra 24.08.23 til 09.11.23. Resultatene viste at selv små flomtopper bidro til økt transporten av partikler, næringsstoffer, spormetaller og organisk materiale. Dette kan i hovedsak skyldes overflateavrenning fra jordbruk og skog, gitt deres betydelige omfang i nedbørsfeltet.

Abstract

Particles are crucial for the dispersion of nutrients, trace metals, and organic material in water, especially during floods and heavy surface runoff. Their occurrence is linked to land distribution and land condition of the catchment area, while their distribution to nearby water bodies is affected by runoff processes as a result from precipitation. In this context, rivers and streams serve as significant transport routes, facilitating the distribution of pollutants originating from the catchment. Previous studies have shown that the transport of pollutants, particularly phosphorus, occurs in the form of particles. However, there is a general lack of understanding regarding the contribution of discharge of the overall runoff, leading to imprecise estimations of particle transport. Thus, there is a need to investigate the significance of runoff for particle transport and associated substances.

To further examine this relationship, water samples were collected from Bølstadbekken in Ås, Akershus. The stream is located in a lowland area consisting of clay, and the surrounding landscape is dominated by agricultural areas, forests, and some urban areas. To assess the impact of fluctuating water-flow, samples were taken during baseflow conditions, while samples to record flood periods, were collected more frequently. The fieldwork was conducted from August 24, 2023, to November 9, 2023. The results indicated that even a small flood events contributed to increased transport of particles, nutrients, trace metals, and organic material. This can mainly be caused by surface runoff from agriculture and forestry, given their significant presence in the catchment.

Definisjoner

- Baseflow** på norsk grunnstrømning, beskriver den langsomme og konstante utstrømningen av vann til elver og bekker fra underliggende lagringsmagasiner. Områder som ikke er påvirket av lagringsmagasiner som innsjøer, myrer og snø, kan basisstrømningen betraktes som tilsig fra grunnvann (Wong & Colleuille, 2005).
- Konduktivitet** eller ledningsevne, er et mål på vannets evne til å lede elektrisk strøm, og er derfor knyttet til innholdet av ioner i vannet (Chapman, 1992).
- Adsorpsjon** er en prosess der molekyler eller ioner fra gass eller væske avsettes på overflaten til faste partikler (Artioli, 2008).
- Erosjon** er en naturlig prosess som innebærer transport av løsmasser med vann, vind eller is (Bryhni & Røthe, 2022).

Ordliste

TP: total fosfor

TN: total nitrogen

TOC: totalt organisk karbon

DOC: løst organisk karbon

POC: partikulært organisk karbon

Innholdsfortegnelse

INNLEDNING	1
FORMÅL	3
OMRÅDEBESKRIVELSE.....	4
KLIMA.....	4
NEDBØRSFELTPARAMETERE.....	4
GÅRDSDATA	5
MATERIALE OG METODE.....	6
INNHEMING AV DATA.....	6
PRØVETAKINGSPUNKT.....	7
FELTARBEID	8
LABORATORIEARBEID.....	9
KJEMISKE ANALYSER	9
RESULTATER.....	11
NEDBØR OG VANNFØRING	12
TSS OG TURBIDITET	15
VANNFØRING OG TURBIDITET	15
TOTALT SUSPENDERT STOFF.....	17
TOTAL FOSFOR OG TSS	18
TOTAL NITROGEN OG TSS.....	20
TOTALT ORGANISK KARBON	21
METALLER.....	22
KONDUKTIVITET OG PH	25
DISKUSJON.....	26
RESPONS PÅ NEDBØR.....	26
TURBIDITET OG TSS.....	26
VANNFØRING OG TURBIDITET	27
TSS: ORGANISK OG UORGANISK	28
TOTAL FOSFOR OG TSS	28
TOTAL NITROGEN OG TSS.....	29
ORGANISK KARBON	29
METALLER.....	30
VURDERING AV FLOMTOPP.....	30
PRØVETAKING.....	31
KONKLUSJON	31
REFERANSER	33
VEDLEGG.....	36
RÅDATA.....	36
NEDBØRSFELTPARAMETERE.....	37
KONSENTRASJONEN AV TP, TN OG DOC.....	38
METALLER FILTRERT OG UFILTRERT.....	39

Innledning

Partikler er viktig for spredning av næringsstoffer, spormetaller og organisk materiale i vann spesielt ved flom og kraftig overflateavrenning (Marttila et al., 2013). Partikler, inkludert mineralpartikler og organisk materiale, fungerer som bærere av stoffer i vann på grunn av adsorpsjon til partikkeloverflaten. I elver og bekker vil løsrivelse og transport av partikler være sterkt regulert av vannets energi og erosive egenskaper (Gulden, 2017). Videre vil høy vannføring øke erosjonskraften slik at partikler løsner fra bunnsedimenter (resuspensjon) og transporteres med vannet nedover, mens synkehastigheten avhenger av partiklenes størrelse, tetthet og form (Tryland et al., u.å.). Høy vannføring som følge av nedbør kan føre til frigjøring av sedimentært materiale fra elvebredder og bekkekanter (Seehusen & Strand, 2022). Etter lengre perioder med regn kan jordens infiltrasjonskapasitet overskrides og potensielt føre til overflateavrenning og erosjon fra omkringliggende arealer. I nedbørsfelt med mye vegetasjon vil planter bidra til å stabilisere jorden og redusere effekten av erosjon, mens i områder med mye jordbruksarealer vil overflateavrenning utgjøre en større risiko, spesielt i perioder uten vegetasjonsdekke (Siri Svendgård-Stokke, 2015).

Nitrogen og fosfor utgjør viktige næringsstoffer for alger og planter, og kan ofte være en begrensende faktor for deres vekst. Når tilgjengeligheten av næringsstoffene øker kan det føre til algeoppblomstringer, kjent som eutrofiering, eller føre til andre negative effekter på vannkvaliteten (Norconsult, 2022). Nitrogen og fosfor kan eksistere i vannet i form av suspensjon eller i løst form, for både organiske og uorganiske forbindelser. Deres forekomst og mobilitet avhenger av kildene i nedbørsfeltet og de fysiske og biologiske forholdene i vassdragene (NVE, 2015).

Leire har den spesielle egenskapen til å binde fosfor effektivt på grunn av partiklenes høye spesifikke overflate. Jo mindre størrelse på leirpartiklene, desto større er den spesifikke overflaten og dermed muligheten for mer adsorpsjon av fosfor (Krogstad & Løvstad, 1987). I tillegg vil mindre partikler la seg lettere bli fraktet med vannet. Områder med høyt innhold av leire befinner seg vanligvis under marin grense som ble dannet under siste istid. Etter hvert som isen trakk seg tilbake ble marine leiravsetninger lagt igjen, og dannet grunnlaget for dyrkbar jord (Bogen, 2006). I Norge er jordbruksarealer særlig vanlig på Østlandet hvor også korndyrking er mest utberedt (Stokstad & Skulberg, 2014). Ettersom landbruksvekster har

mindre effektivt opptak av fosfor sammenliknet med naturlig vegetasjon, kan dette føre til utlekking av fosfor til nærliggende vassdrag, og ofte i form av partikler (Universitetet i Oslo, 2011). Nitrogen kan også forekomme i partikkelbundet form, men tapet er mindre sammenliknet med tapet i løst fraksjon (NIBIO, 2023). I tillegg vil korndyrking utgjøre en ekstra sårbarhet på grunn av kornets korte vekstsesong og behovet for jevnlig jordarbeiding. Både pløying og harving fjerner vegetasjonsdekke og reduserer jordens evne til å holde på vann, noe som ytterligere øker risikoen for erosjon og utlekking av næringsstoffer (Bechmann, 2019; Seehusen & Strand, 2022). I forbindelse med jordbruket kan bruk av gjødsel føre til utslipp av løste nitrogenforbindelser og deretter lekke ut i vannet (Pärn et al., 2012). Ellers kan nitrogen og fosfor komme fra andre antropogene kilder som kloakk, husdyrgjødsel, vaskemidler og avfallsplasser (Biørnstad, 1982).

Transporten av forurensinger som følge av avrenning avhenger i stor grad av mengden vann tilført via nedbør og snøsmelting. Avrenningsmønstrene varierer fra region til region på grunn av forskjellige topografiske og klimatiske forhold, mens lokale værforhold vil ha større betydning for sesongmessige variasjoner (Beldring et al., 2002). På Østlandet er høstnedbøren den dominerende årsaken til flomføring, mens snøsmelting har størst innvirkning om våren (Beldring et al., 2002). Med klimaendringer forventes økende nedbørsmengder noe som kan føre til mer overflateavrenning og erosjon, og dermed økt transport av partikler. Samtidig kan klimaendringer resultere i perioder med tørke og lavere vannstand i elver og innsjøer. Dette kan føre til en forsterket konsentrasjonen av forurensninger i vannet, spesielt der punktkilder er til stede og forblir relativt konstante under tørkeforhold (Mosley, 2015). Andre konsekvenser av klimaendringer er økt temperatur som kan påvirke nedbørsfelt som vanligvis opplever vinterfrost og isdekke. Med en liten økning i lufttemperaturen vil ikke jordsmonnet lenger fryse om vinteren, noe som kan føre til økt overflateavrenning og påfølgende erosjon (Molversmyr et al., 2020). Ifølge rapporten "Klima i Norge 2100" (Hanssen-Bauer et al., 2015) forventes det en generell økning i årsnedbøren over hele landet, med størst økning forventet om vinteren på Østlandet. Dette medfører en økt risiko for tilførsel av næringsstoffer til vassdrag, spesielt i jordbruksområder på Østlandet.

Utlekking av næringsstoffer utgjør en vesentlig trussel mot vannkvaliteten i både elver og innsjøer, og har derfor blitt et stadig viktigere forskningsområde. Rapporter fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) og PURA indikerer at økende partikkeltransport av forurensninger, spesielt fosfor, korrelerer med økende vannføring (Norconsult, 2023). Imidlertid er det

generelt en manglende forståelse av sammenhengen mellom vannføring og partikkeltransport samt assosierte stoffer, som har resultert i upresise beregninger av partiklenes bidrag (Norconsult, 2022). Dette understreker behovet av å bedre forstå sammenhengen mellom varierende vannføring og partikkeltransport, spesielt i landbruksdominerte nedbørsfelt preget av økt hyppighet av ekstremvær.

Formål

Oppgaven tar sikte på å forbedre forståelsen av partikkeltransport i sammenheng med varierende vannføring i bekker, med fokus på nedbørsfelt i et lavlandsområde med leire på Østlandet.

Studiet har to hovedformål:

- Undersøke hvordan varierende vannføring påvirker partikkeltransporten, spesielt betydningen av flomtopper sammenliknet med baseflow.
- Undersøke sammenhengen mellom partikler og deres betydning for transport av total fosfor (TP), total nitrogen (TN), organisk karbon og spormetaller.

For å undersøke dette blir vannprøver samlet inn fra Bølstadbekken i Ås kommune, Akershus. Bekken befinner seg i et nedbørsfelt bestående av jordbruksarealer, med innslag av skog og noe bebyggelse (NVE). Vannprøver blir systematisk samlet inn under varierende vannføringsforhold, inkludert baseflow og flomtopper. I forbindelse med definerte perioder av økt vannføring, også kjent som "flomperioder", vil vannprøver tas under stigende og avtakende vannføring. Dette tilrettelegger for en mer omfattende forståelse av partikkeltransporten i bekken, ved å gi innsikt i hvordan vannets energi påvirker både løsrivelsen og transporten av partikler.

For nedbørsfeltet ble middel årstemperatur målt til 5,2 °C, middel sommertemperatur til 13,1 °C og middel vintertemperatur til - 0,5 °C. For nedbør ble middel sommernedbør målt til 380 mm (01.10-30.09), og middel vinternedbør målt til 396 mm (01.10-30.04). I perioden 1991 til 2002 var gjennomsnittlig årsnedbør 892 mm (Wolff, 2023). Nedbørsfeltet dekker et samlet areal på 23 km² og ble beregnet ved utløpet av bekken ved Årungen. Elvelengden innenfor nedbørsfeltets grenser er 6,7 km og inkluderer deler av Østensjøbekken som renner både nord og sør for Østensjøvannet. Lengden på Bølstadbekken fra Østensjøvannet og ned til Årungen er 4,4 km, og ble målt ved bruk av Norgeskart (Kartverket). Elvegradienten måles til 5,33 m/km og er beregnet som høydeforskjellen mellom topp- og utløpspunkt dividert på elvelengden. Området er relativt flatt med små høydeforskjeller med en helning på 3° (Tesfai & Bechmann, 2011).

Gårdsdata

Informasjon om gårdsdata og jordbruksdrift er avgjørende for identifiseringen av kilder til forurensing, spesielt landbruksrelaterte forurensningskilder som gjødsel og sprøytemidler. Ved å kjenne til tidspunkt av pløying og bearbeiding av åkrene, vil det gi en indikasjon på når næringsstoffer blir spredt ut på jordene, og deretter vurderes opp mot resultatene fra vannprøvene. Data om jordbruksdrift er hentet fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA), som ledes av NIBIO. JOVA-rapportene produseres årlig og inneholder informasjon om driftspraksis, avrenning, nedbør og jord- og næringsstofftap. Overvåkingen gir et historisk grunnlag for nesten 30 år og har vært nødvendig for å forstå utviklingen og dagens situasjon innenfor landbruket og vannkvalitet (NIBIO). Et av feltene som overvåkes er Skuterudfeltet som utgjør en del av nedbørsfeltet til Bølstadbekken, og vil derfor være bidra til å forstå effekten av jordbruket for resten av nedbørsfeltet. Rapporten for 2023/24 var ikke tilgjengelig enda, men tidligere rapporter har vært brukt for å tolke dagens situasjon. Skuterudfeltet dekker et areal på 4,5 km² hvor jordbruksarealene utgjør 62 % (2770 daa), med korndyrking som dominerende driftsform (> 90 %) (Bechmann et al., 2023). Tilførselen av næringsstoffene nitrogen og fosfor kommer hovedsakelig fra mineralgjødsel, med unntak av årene 2017 og 2019, hvor tilførsel fra avløpsslam utgjorde mest. For årene 1993 til 2021 lå gjennomsnittlig nitrogentilførsel rundt 15 kg/daa, mens for fosfor lå gjennomsnittet rundt 2 kg/daa. Ifølge feltrapporten for 2020/21 (Bechmann, 2023) forekommer tap av nitrogen, fosfor og suspendert stoff, men til ulike tider hvert år. Årlige variasjoner i arealtilstanden mellom skiftene har ført til at enkelte år preges av mye jordarbeiding om høsten, mens andre

år preges av overvintring av stubb. Slike variasjoner har dermed ført til at det ikke er noen entydige trender når det gjelder forventede tap av jord og fosfor som følge av jordarbeidingstiltak (Bechmann et al., 2020).



Fig 2: Flyfoto av nedbørsfeltet til Bølstadbekken er lett skyggelagt. Ser at feltet domineres av jordbruk og skog. Skuterudfeltet er omrisset i oransje (Norge i bilder).

Materiale og metode

Innhenting av data

Hydrologisk data er hentet fra NVE sin målestasjon for Bølstadbekken. Sensoren leverer tre forskjellige data: vannføring, vannstand og temperatur som blir registrert hvert 15 minutt.

Informasjonen er tilgjengelig via deres nettportal Sildre, hvor både sanntidsdata og historisk data er tilgjengelig. Stasjonen ligger oppstrøms for broen ved Gamle kongevei (fig 3) og har vært aktiv siden mars 2022 (NVE).

Nedbørsdata

Nedbørsdata og historikk er hentet fra Se.klima (Seklima). Stasjonen er plassert på Søråsjordet i Ås.

Turbiditet

Turbiditet er et indirekte uttrykk for mengden suspendert materiale i vann ved å måle hvordan lys reflekteres fra partikler som svever i vannet (Kitchener et al., 2017). Intensiteten av det spredte lyset varierer avhengig av størrelse, form, farge og brytningsindeks til partiklene (Fladberg, 2013). Til denne oppgaven ble det brukt turbiditetsmåler av typen Ysi 600 QMS sonde med en YSI 6136 turbiditetssensor. Turbiditeten blir registrert hvert 15. minutt og måler samtidig ledningsevne og temperatur. Sensoren ble plassert i bekken på samme sted som prøvetakingen foregikk.

Totalt suspendert stoff

Totalt suspendert stoff (TSS) er uoppløste partikler i vannet som er større enn 1 μm (Pedersen, u.å.). TSS uttrykkes som massen av suspenderte partikler per volumenhett vann og blir vanligvis målt i milligram per liter (mg/L) eller mikrogram per liter ($\mu\text{g/L}$). Konsentrasjonen av TSS bestemmes ved filtrering og veiing av filter (se metode lenger ned).

Prøvetakingspunkt

Prøvetakingen ble utført rett ved NVE sin målestasjonen som ligger oppstrøms for broen ved Gamle kongevei (fig 3).

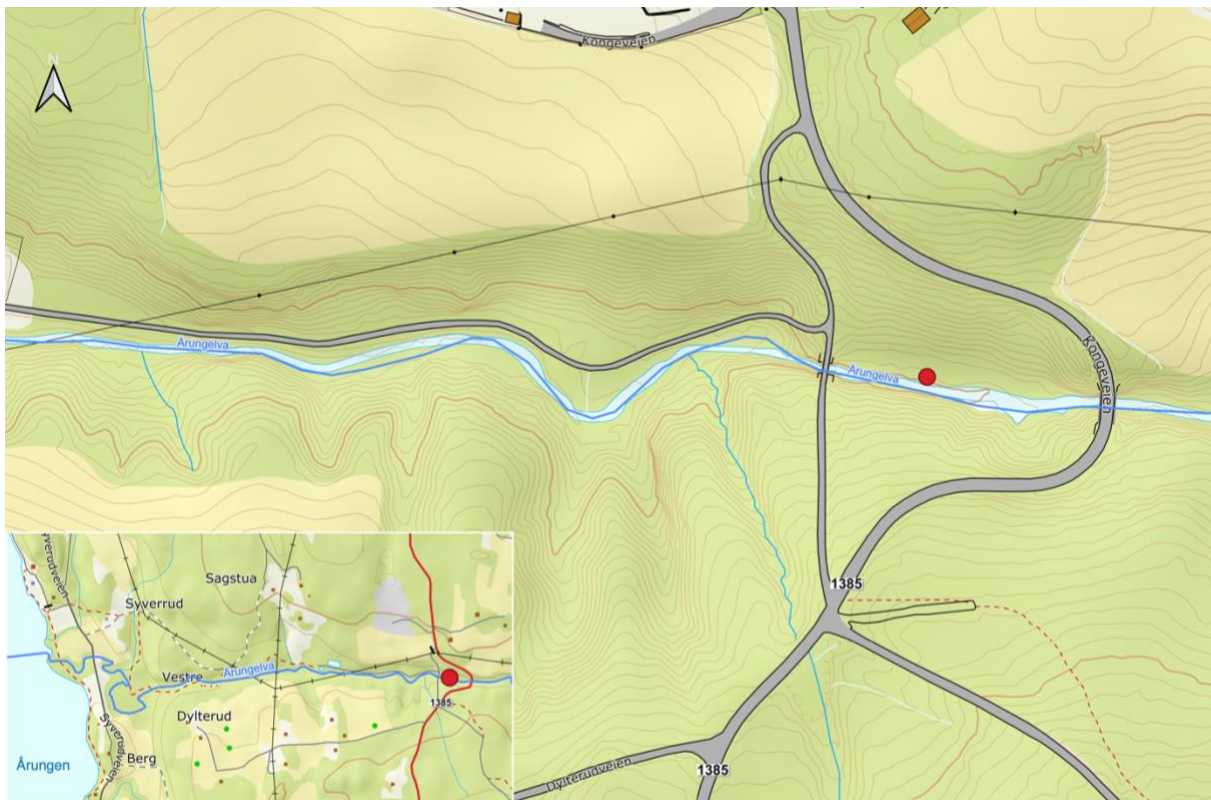


Fig 3: Målestasjon, prøvetakingspunkt og turbiditet er plassert på samme sted (rød punkt). Stasjonen ligger øst for Arungen (kartverk, 2024).

Feltarbeid

Prøvetakingsstrategi

Tidspunktene for vannprøvetaking ble vurdert i henhold til nedbørsmengder og vannføring. For registrering av baseflow krevde det flere dager med oppholdsvær og lav vannføring i bekken, mens til registrering av flomtopp var tilstrekkelig nedbør og høy vannføring en forutsetning. Strategien for prøvetaking var å ta prøver før flomtoppen inntraff, underveis og etter for å fange opp variasjoner i partikkeltransport knyttet til ulike vannføringsnivåer.

Prøvetaking i felt

Til innhenting av vannprøver ble det brukt en prøvetakingsstang og en 5 liters plastbeholder. Hadde beholderen vært av glass kunne den potensielt påvirket metallsammensetningen, samtidig som det er praktisk å bruke i felt. Beholderen ble først skylt tre ganger med prøvetakingsvannet for å hindre kontaminering. Under prøvetaking er det viktig å ikke fylle flasken så nær bunnen for å unngå å få med sand- og gruskorn fra bunnen av bekken. Samme dag ble vannprøvene tatt med på lab for filtrering og måling av pH og konduktivitet.

Laboratoriearbeid

Filtrering

Til filtrering av suspendert stoff ble det på forhånd klargjort filtre av typen Whatman GF/C glassfiberfilter med porestørrelse 1,2 μm . Valget av glassfiberfiltere var på grunn av deres evne til å tåle gløding ved høy temperatur. Filtrene ble lagt i porselensdigeler med lokk og satt i ovn for gløding ved 550 °C i en time, og deretter liggende til dagen etter for avkjøling. Hensikten med gløding var å fjerne alt av materiale slik at filtrene skulle oppnå en konstant vekt før bruk.

Suspendert stoff og glødetap

Konsentrasjonen av total suspendert stoff (TSS) ble utført ved å filtrere et bestemt volum vann gjennom et filter som fanger opp partiklene. Før filtrering ble beholderen ristet godt for å forhindre tap av partikulært materiale fra vannprøven da disse kan avsettes over tid. Til filtrering ble en 250 mL kolbe brukt til å måle opp volumet fra plastbeholderen. Filtreringen ble utført til det ikke lenger var passasje gjennom filteret. Volumet som lot seg filtrere var avhengig av vannprøven; jo høyere konsentrasjon av partikler og grums i vannet, desto mindre vann rant gjennom før det ble tett. Videre ble filteret tørket i tørkeskap i en time ved 105 °C for å fordampe all væske så kun partiklene gjenstod. Dette inkluderer både organisk og uorganisk materiale (NVE, 2015). Etter tørking ble filteret veid for å bestemme partikkelmengde ved differanse. For å få TSS i mg/L, divideres vekten av filteret på totalt volum filtrert.

Videre blir filteret glødet i ovn i en time ved 550 °C slik at organisk materiale brennes bort og kun mineraler forblir (definert som gløderest). Etter avkjøling veies filteret på nytt, og konsentrasjonen av organisk materiale beregnes ut fra filterets vekt etter tørking og vekt etter gløding, kalt glødetap. Dividerer vekten av filter på totalt volum filtrert for å få konsentrasjonen av uorganisk materiale uttrykt i mg/L.

Kjemiske analyser

Etter hver filtrering ble prøvene oppbevart på laboratoriet for senere analyse. Metallprøvene ble syrekonservert med HNO_3 . Metallprøvene (total og filtrert) og løst organisk karbon (DOC) ble oppbevart i kjøleskap, mens TP og TN ble lagt i fryser.

Hver vannprøvene ble fordelt i fem reagensrør; tre til ufiltrerte prøver og to til filtrerte prøver. De ufiltrerte prøvene ble analysert for TP, TN og metaller (tot met), og de filtrerte prøvene ble analysert for metaller (filt met) og DOC. Til de ufiltrerte prøvene av TP, TN og tot met, ble det pipettert ut 10 mL av hver og fordelt i hvert sitt reagensrør. Til de filtrerte prøvene ble 200 mL av totalprøven filtrert ved bruk av glassfiberfiltre med porestørrelse 1,2 µm. Av dette volumet gikk 50 mL til analyse av DOC og 10 mL til analyse av metaller.

Analyse av TN, DOC og metaller ble utført av kvalifisert personale på lab ved fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Analyse av TP ble utført selv på lab med veiledning.

Total fosfor

Total fosfor ble analysert ved bruk av spektrofotometer og et autoklaveringsinstrument. TP bestemmes som ortofosfat og metode følger norsk standard (NS 4725, 1984). Fra hver prøve ble det pipettert ut 10 mL som ble tilsatt 2 mL kaliumperoksidsulfat. Det ble lagd fire standarder ved å fortynne 1 mg/PL PO₄-P til gitte konsentrasjoner: 1,0- 0,5 - 0,01 - 0,005. I tillegg ble det laget tre replikater av blank prøve med 10 mL destillert vann. Prøvene ble satt i autoklav ved 1 atm på 121 °C i 30 min. Etter autoklaving ble prøvene tilsatt 0,5 mL askorbinsyre og 0,5 mL molybdat. Prøvene ble ristet godt mellom hver tilsetting. Videre ble prøvenes adsorbans målt i spektrofotometer ved bølgelengde 880 nm og 5 cm kyvette. Først ble standardene målt, deretter blank prøver og så de 21 vannprøvene. En kalibreringskurve ble laget ut fra standardene, som igjen ble brukt til å bestemme konsentrasjonen av fosfor.

Total nitrogen

Total nitrogen ble analysert etter norsk standard (NS 4743), og bestemmes som NO₃-N og nitrat-N. For hver prøve ble 10 mL pipettert ut og tilsatt 5 mL kaliumperoksodisulfat før autoklaving ved 1 atm på 121 °C i 30 min.

Løst organisk karbon (DOC)

Løst organisk karbon ble analysert fra filtrerte prøver (< 1,2 µm).

Totalt organisk karbon

Totalt organisk karbon (TOC) ble beregnet som summen av løst organisk karbon (DOC) og karbon bundet til faste partikler (POC). POC er representert ved glødetap som ble brukt for å

estimere mengden organisk materiale bundet til partikler. Siden det kun er karboninnholdet som skal vurderes og ikke oksygenet, antas det at halvparten av vekten er karbon. Dermed kan POC estimeres ved å multiplisere verdien av glødetapet (mg/L) med 0,5.

Metaller

Metaller ble analysert av kvalifisert personale på lab. Metoden følger standard referansemateriale for sporstoffer i vann (1643f) og ved bruk av ICP-MS. Metaller bundet til partikler ble bestemt ved å beregne differansen mellom konsentrasjonen i ufiltrerte og filtrerte prøver.

pH og konduktivitet

Som en del av filtreringsprosessen ble pH-verdiene og konduktiviteten målt fra totalprøven.

Resultater

Det ble totalt samlet inn 21 vannprøver fra Bølstadbekken, tatt under ulike hydrologiske forhold. For å lettere tolke resultatene mellom nedbør, vannføring, turbiditet og TSS ble resultatene inndelt i tre hovedperioder: baseflow, flomtopp 1 og flomtopp 2. Oversikten over periodene med tilhørende prøvetaking og dato er vist i tabell 1. Prøve 1-5 tilhører baseflow-prøvetakingen og de fire første ble tatt med syv dagers mellomrom, men på grunn av mye nedbør tok det 18 dager før innhenting av den femte prøven. Flomtopp 1 ble samlet inn med hyppigere intervaller og inkluderer prøve 6-17. Prøve 18 ble tatt for å inkludere en til måling av baseflow under lavere vannføring sammenliknet med de fem første. Flomtopp 2 ble tatt for å dekke en flomperiode med høyere vannføring, da flomtopp 1 hadde relativt lav vannføring. Dato og tidspunkt samt resultater ligger under vedlegg (Vedlegg: Rådata).

Tabell 1: Oversikt over inndelt perioder med tilhørende prøvenummer og dato.

Periode	Prøve	Dato
Baseflow	1-5	24. aug – 2. okt
Flomtopp 1	6-12	13. okt
	13, 14, 15	14. okt
	16, 17	15. okt
Baseflow	18	19. okt
Flomtopp 2	19-21	3. nov – 9. nov

Nedbør og vannføring

For å undersøke bekkens respons på nedbør ble nedbørsdata sammenliknet med vannføringsdata for hele prøvetakingsperioden. Prøvetakingene er også inkludert for å vise når prøvene ble tatt i forhold til hverandre (fig 4).

I løpet av prøvetakingsperioden kom det totalt 251 mm nedbør. Vannføringsdataene viser betydelige variasjoner gjennom hele perioden, noe som førte til fire separate flomtopper, inkludert den mindre flomperioden (flomtopp 1). Den laveste vannføringen ble registrert til 0,078 m³/s og inntraff 1. november, mens den høyeste vannføring ble målt til 6,632 m³/s og inntraff 27. august. Generelt ser det ut til at nedbør bidrar til å generere vannføring. De tidspunktene det kom mye nedbør økte også vannføringen kort tid etter. I periodene etter en flomhendelse stabiliserte vannføringen seg ned til 0,100 m³/s, gitt at det går flere dager uten nedbør.

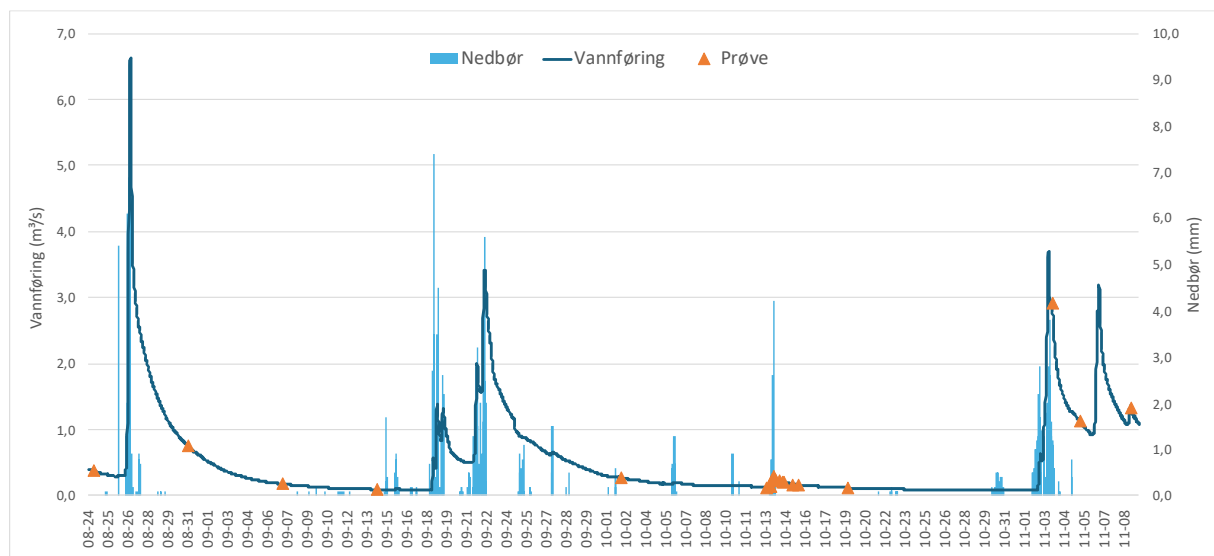


Fig 4: Nedbør, vannføring og tidspunkt for prøvetaking for hele prøvetakingsperioden (24. sept.-09.nov).

Baseflow

Under baseflow-perioden ble det til sammen registrert 151,7 mm nedbør. Det ble observert tre flomperioder som følge av nedbør, hvor de to siste henger delvis sammen på grunn to tettere nedbørshendelser. Under den første nedbørshendelsen som varte fra 26. til 27. august kom det 62,3 mm nedbør. Dette førte til at vannføringen endret seg fra 0,3 m³/s til 6,6 m³/s på under ett døgn. Etter at nedbøren ga seg begynte vannføringen å avta kort tid etter. Vannføringen avtok raskt i starten, mens det for vannføringen tok 8 dager å returnere til samme nivå (0,3

m³/s) 4. september. For denne flomtoppen tok det 4 timer fra vannføringen avtok fra 6,6 m³/s til 4,0 m³/s. Videre gikk det 5 timer fra vannføringen var nede på 3 m³/s, etterfulgt av en nedgang fra 3 m³/s til 2 m³/s over en periode på 21 timer. I mellomtiden ble det registrert 3,3 mm nedbør, men som ikke førte til noen økning i vannføringen. Deretter fulgte det noen dager uten nedbør (< 1mm) fram til 15 september, hvilke resulterte i en gradvis nedgang i til 0,09 m³/s. Denne utviklingen blir illustrert av kurven i figur 5. I den påfølgende perioden fra 18. til 22 september kom det totalt 70 mm med nedbør. Også her viser vannføringen rask respons på nedbør.

Ved nærmere analyse viser resultatene at vannføringen endrer seg for små mengder med nedbør. Ved prøvetaking 4 (14.september) lå vannføringen helt nede på 0,095 m³/s, og det kom totalt 2,5 mm nedbør noe som resulterte i en økning på 4,5 l/s. Mens for 18. september kom det totalt 25,2 mm nedbør i løpet av dagen, noe som førte til at vannføringen endret seg fra 0,099 m³/s til 1,328 m³/s, altså en økning på 1,23 m³/s.

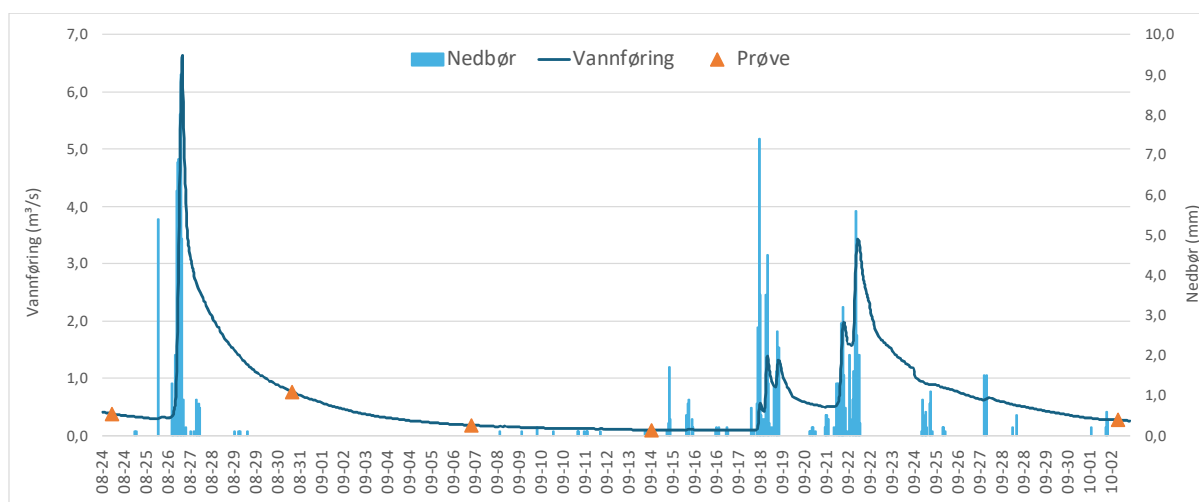


Fig 5: Nedbørsdata og vannføring for perioden 24. sept til 2. okt.

Flomtopp 1

I løpet av denne perioden falt det totalt 9,6 mm nedbør, og vannføring endret seg fra 0,130 m³/s til 0,299 m³/s over en periode på 11 timer. Fra vannføringen begynte å avta tok det 5 dager før den stabiliserte seg tilbake til 0,130 m³/s. Selv om flomperioden hadde en relativt lav vannføring, ga det en markant kurve (fig 6).

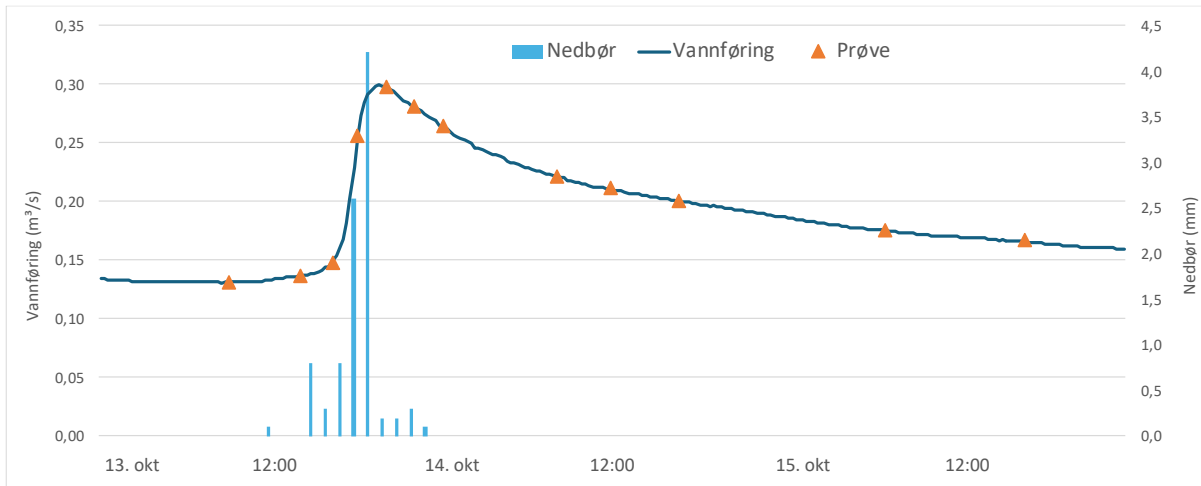


Fig 6: Nedbørsdata og vannføring for perioden 13. okt til 15. okt.

Flomtopp 2

I perioden ble det totalt registrert 76,1 mm nedbør. De største nedbørsmengdene ble registrert 2.–3. november og 6.–7. november, i tillegg til en mindre nedbørsmengde 9. november. Den høyeste vannføringen ble målt 3. og 7. november på henholdsvis 0,369 m³/s og 0,320 m³/s. Den uregelmessige nedbøren førte til en mindre definert vannføringskurve sammenliknet med flomtopp 1. Likevel viser kurven at vannføringen responderer raskt på nedbør (fig 7). Det er verdt å merke seg at 4. november kom det til sammen 4,3 mm nedbør, men var ikke nok til å forårsake en økning i vannføringen.

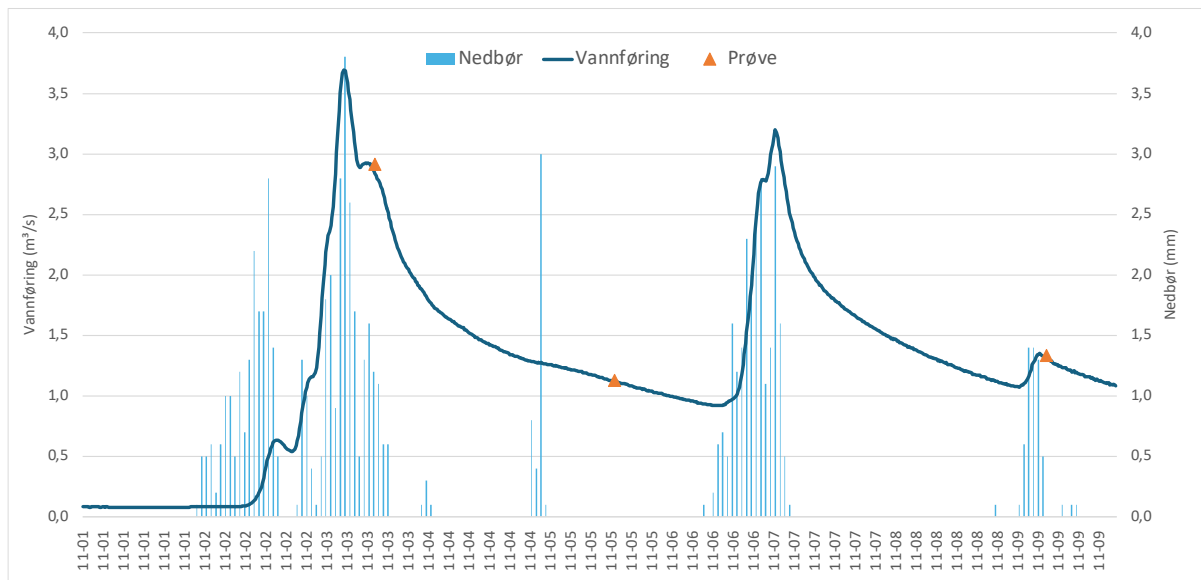


Fig 7: Nedbørsdata (mm) og vannføring (m³/s) for perioden 1. nov til 10. nov.

TSS og turbiditet

Sammenhengen mellom konsentrasjonen av suspendert stoff (TSS) og turbiditet er bestemt ved lineær regresjon som resulterte i en determinasjonskoeffisient (R^2) på 0,98. Det betyr at 98 % av variasjonen i TSS kan forklares av variasjonen i turbiditet. Sammenhengen er sterkest når både TSS- og turbiditetsverdiene er under 10, og blir svakere for verdier over denne grensen (fig 8).

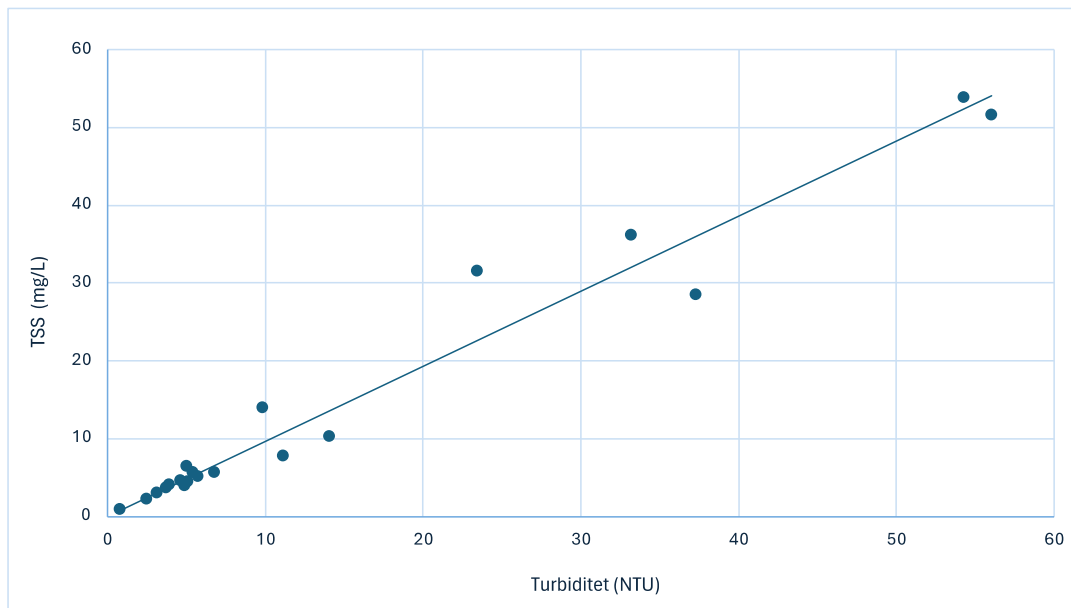
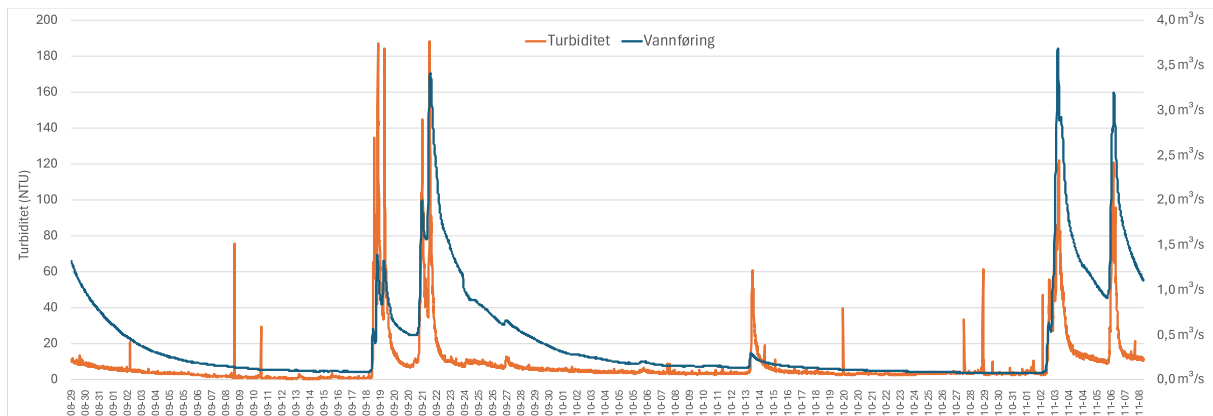


Fig 8: Sammenhengen mellom turbiditet og suspendert stoff (TSS) for vannprøvene (mg/L).

Vannføring og turbiditet

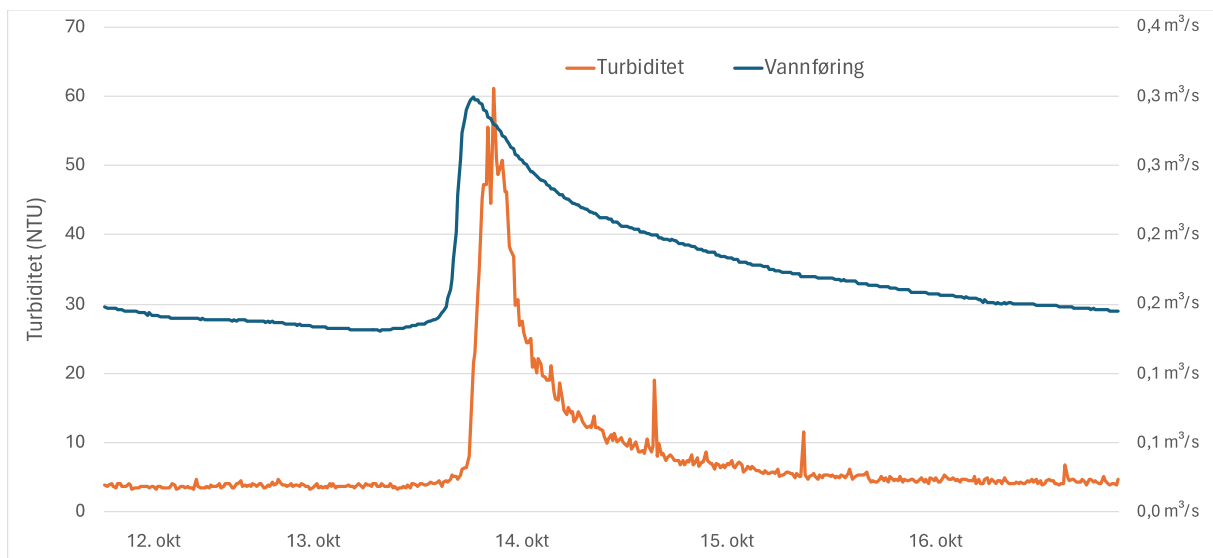
I perioden 29. september til 9. november varierte turbiditetsverdiene fra 0,4 til 188 NTU med et gjennomsnitt på 8,7 og standardavvik (SD) på 15,8 NTU. Diagrammet viser at de gangene vannføringen øker følger turbiditetsverdiene samme trend (fig 9). Imidlertid var det flere tilfeller der turbiditetsverdiene steg betraktelig på tidspunkter vannføringen forble lav, og kan blant annet observeres for 9. september, 20. oktober og 29. oktober. Videre observeres det at turbiditeten øker og avtar raskt sammenliknet med vannføringen som bruker lenger tid på å avta.



Figur 9: Turbiditet og vannføring for hele prøvetakingsperioden 24. august til 09. november.

Flomtopp 1

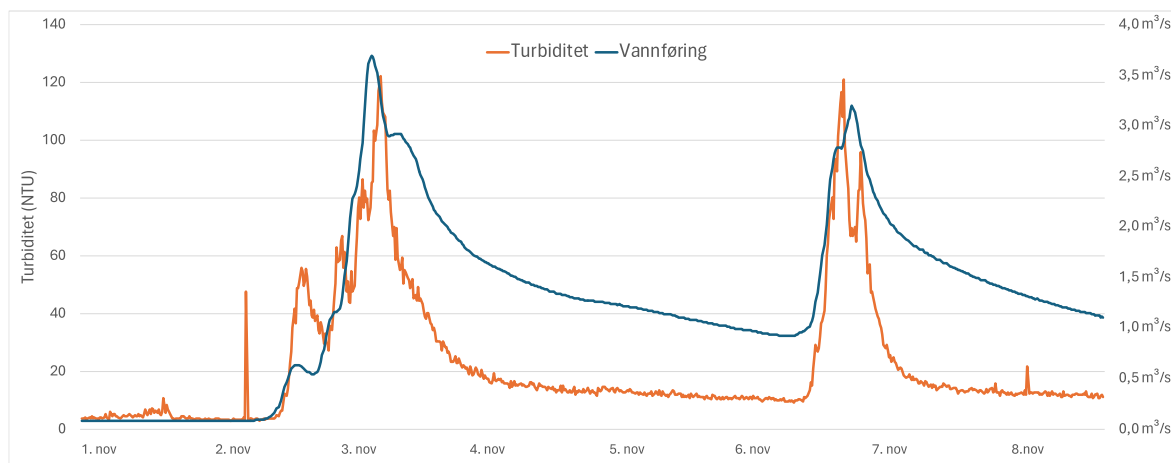
I løpet av denne perioden ble det observert at turbiditeten reagerte med en liten forsinkelse i forhold til vannføringen (fig 10). Høyeste vannføring ble registrert 13. oktober kl. 19:30, mens den største turbiditetsverdien ble målt kl. 22:00 samme dag. Også her ble det tydelig at turbiditeten avtar raskere enn vannføringen.



Figur 10: Turbiditet og vannføring for flomtopp 1 i perioden 12. okt til 16. okt.

Flomtopp 2

I denne perioden observeres det flere små svingninger i turbiditetsmålingene, men generelt sett følger kurvene hverandre (fig 11). Under første flomføring 3. november, nådde vannføringen en maksverdi 2 timer før turbiditeten nådde sin høyeste verdi. Motsatt tilfelle for flomføringen 7. november, da den høyeste turbiditetsverdien ble registrert to timer før vannføringen nådde sin topp.



Figur 11: Turbiditet og vannføring for perioden 1. nov til 8. nov.

Regresjonsanalysen mellom TSS og turbiditet viser en moderat sammenheng, med en R^2 lik 0,47. Sterkest sammenheng mellom observasjonene vises for vannføringsnivåer opp til 2,0 m^3/s og turbiditetsverdier opptil 20 (fig 12). Imidlertid viser diagrammet at spredningen i turbiditet oppstår både når vannføringen øker over 2,0 m^3/s , men det forekommer også ved alle vannføringsnivåer.

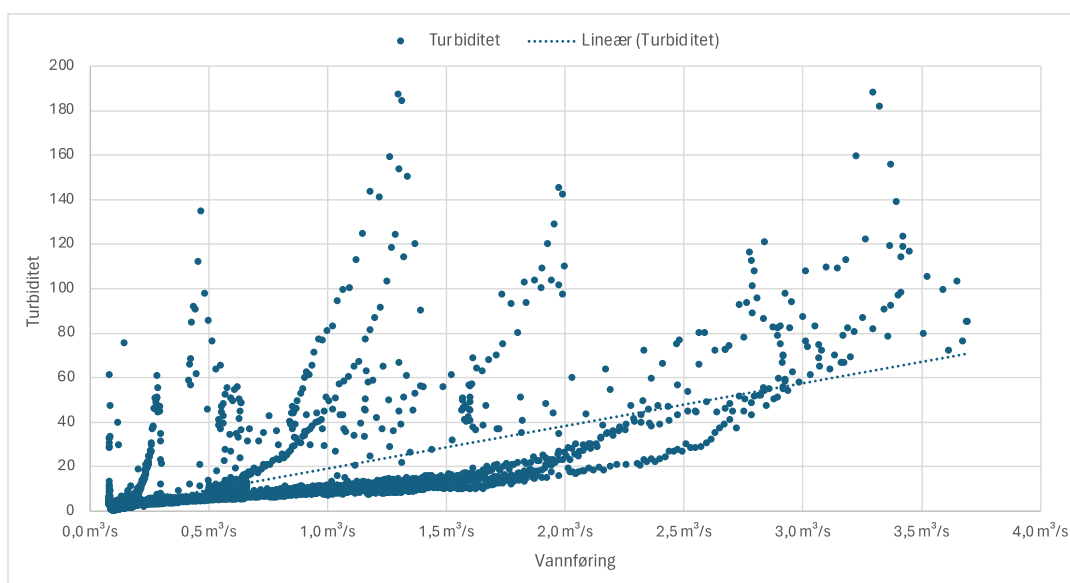


Fig 12: Regresjonsanalyse av vannføring og turbiditet for hele prøvetaksperioden. $R^2 = 0,47$. Ser at turbiditeten sprer seg selv ved lav vannføring. Sensitiv for små endringer.

Totalt suspendert stoff

Konsentrasjonen av TSS varierte mellom 1,02 mg/L i prøve 4 til 53,99 mg/L i prøve 19. Resultatene er illustrert i figur 13, som også presenterer andelen partikulært organisk materiale (POM) og partikulært mineralsk materiale (MM). Spesielt viste prøve 10, 11, 12, 19 og 21 høye verdier av TSS, alle over 28 mg/L.

Laveste konsentrasjonen for POM var 0,6 mg/L og for MM 0,42 mg/L, mens høyeste konsentrasjonen for POM var 7,97 mg/L og for MM 46,02 mg/L. For alle prøver utgjorde MM > 60 % av det totale konsentrasjonen med unntak av prøve 4 hvor MM utgjorde 41 %. For prøve 10, 11, 12, 19, 20 og 21 utgjorde MM > 80 %.

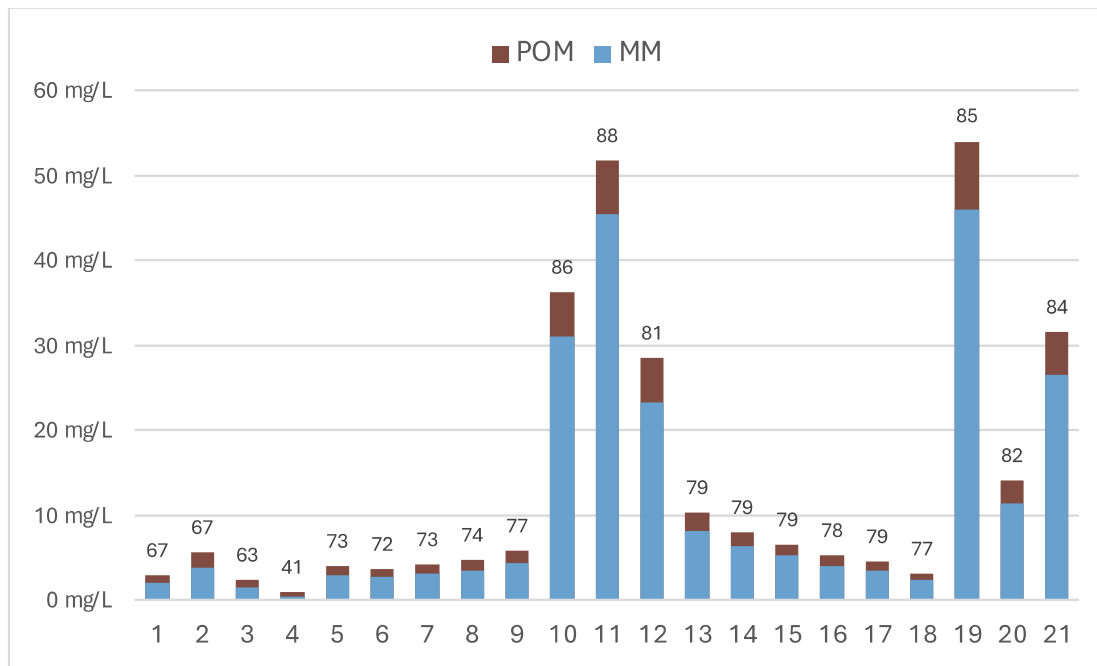


Fig 13: Konsentrasjonen av POM (brun søyle) og MM (blå søyle), som til sammen utgjør TSS (mg/L). Verdien over søylene representerer hvor mye MM utgjør av TSS i prosent.

Total fosfor og TSS

TP varierte mellom 0,037 mg/L i prøve 1 til 0,219 mg/L i prøve 19, med et gjennomsnitt på 0,081 mg/L og SD på 0,048 mg/L. Konsentrasjoner > 0,1 mg/L ble registrert i prøve 6, 11, 12, 19 og 21 (fig 14).

Konsentrasjonene av TP og TSS er vist i figur 14. Fra prøve 1 til 10 observeres en relativt stabil TP-konsentrasjon med et gjennomsnitt på 0,051 mg/L, med unntak av prøve 6 som har en verdi på 0,139 mg/L. Fra prøve 10 til 17 (flomtopp 1) ser man at både TSS- og TP-konsentrasjonene øker og deretter avtar, men med en liten forsinkelse i TP-konsentrasjonene. For prøve 19, 20 og 21 (flomtopp 2) følger konsentrasjonene for TP og TSS samme trend.

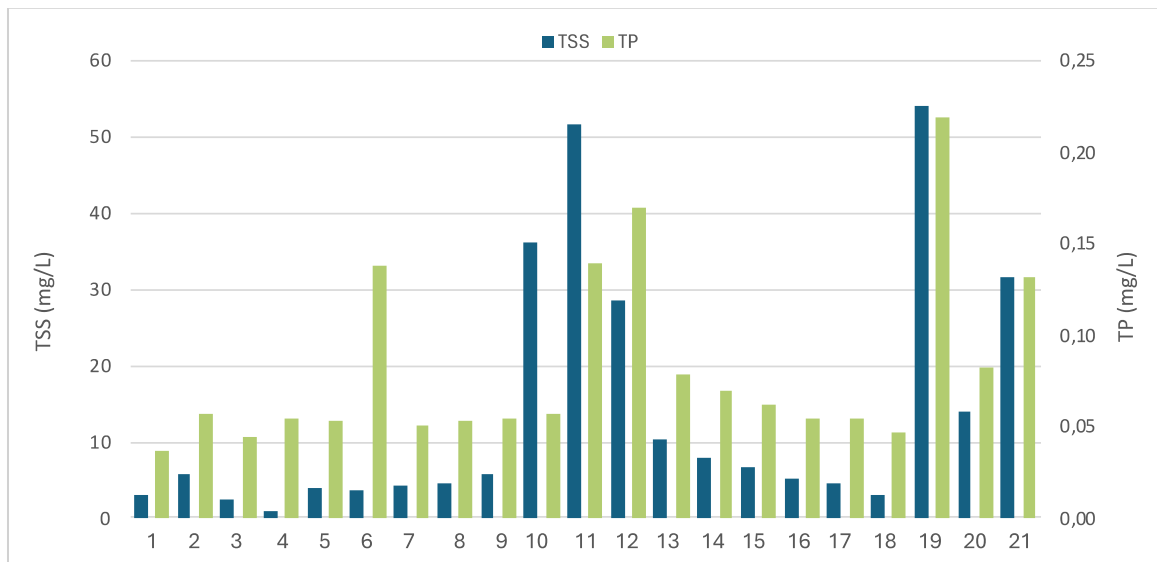


Fig 14: Konsentrasjon av TP og TSS i mg/L for prøve 19-21.

Regresjonsanalysen mellom TSS og TP resulterte i en R^2 lik 0,74. De fleste observasjonene befant seg innenfor et område med TSS-verdi under 10 mg/L og TP-verdier mellom 0,04 og 0,08 mg/L (fig 15). De observasjonene som avviker mest fra trendlinjen er prøve 6, 10, 11 og 12. Prøve 6 og 12 viste høyere konsentrasjon av TP i forhold til trendlinjen, mens prøve 10 viste en lavere konsentrasjon i forhold til trendlinjen. I diagrammet kommer også fram at ingen bestemt verdi av TSS nødvendigvis gir en bestemt verdi av TP. Dette kan ses mellom prøve 6, 11 og 21. Alle tre observasjonene hadde en TP-konsentrasjon på 0,13 mg/L, men med veldig ulike TSS-verdier. Prøve 6 har en TSS-verdi på 3,72 mg/L, prøve 11 på 51,75 mg/L, og prøve 21 på 31,59 mg/L. Av disse tre var det prøve 6 og 11 som viste størst avvik fra trendlinjen. Resultatene indikerer at TP ikke er en direkte konsekvens av TSS, noe som tyder på at fosfor kommer fra andre kilder enn partikler.

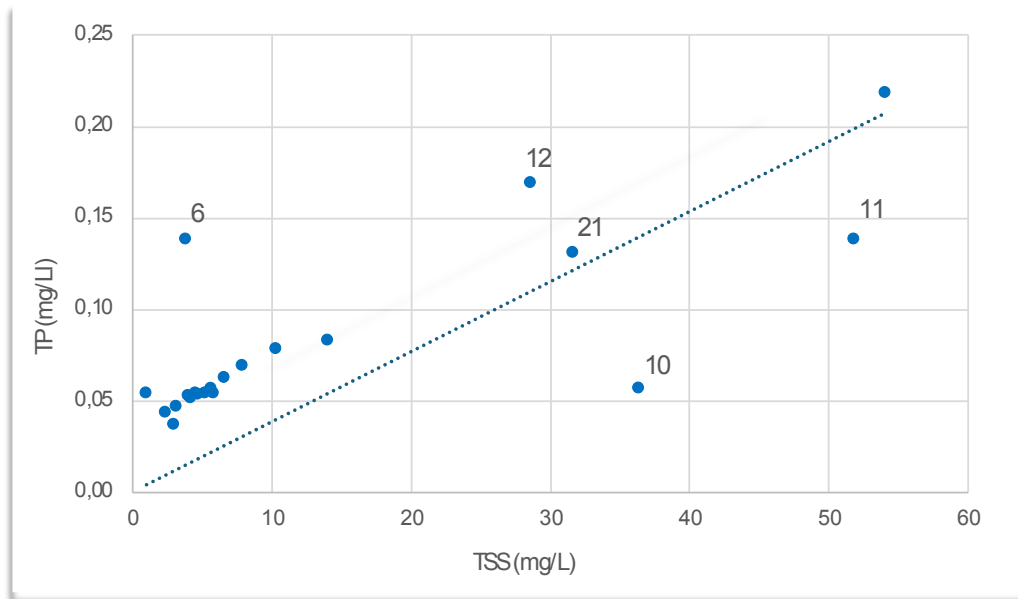


Fig 15: Lineær regresjon mellom TP og TSS ga $R^2 = 0,7368$.

Total nitrogen og TSS

TN varierte mellom 1,9 mg/L i prøve 1 til 4,7 mg/L i prøve 19, med et gjennomsnitt på 3,5 mg/L og SD på 0,7 mg/L. De prøvene med konsentrasjon $\geq 4,2$ mg/L (> 1 SD) ble funnet i prøve 6, 12, 19 og 20. I prøve 6-17 (flomtopp 1) holdt TN-konsentrasjonen seg mellom 3,5-4 mg/L, samtidig som TSS-verdiene varierte betraktelig (fig 16). Resultatene viste at ingen bestemt verdi av TSS resulterte i en bestemt verdi av TN. For prøve 7, 10 og 18 lå TN-konsentrasjonen på 3,4 mg/L, men med TSS-verdier på henholdsvis 4,17 mg/L, 36,25 mg/L og 3,12 mg/L.

Regresjonsanalysen for TN og TSS resulterte i en R^2 på 0,49, som bekrefter at forekomsten av TN ikke er avhengig av mengden partikler. Videre indikerer diagrammet en sterkere sammenheng blant observasjonene med TSS-verdier < 14 mg/L (fig 17).

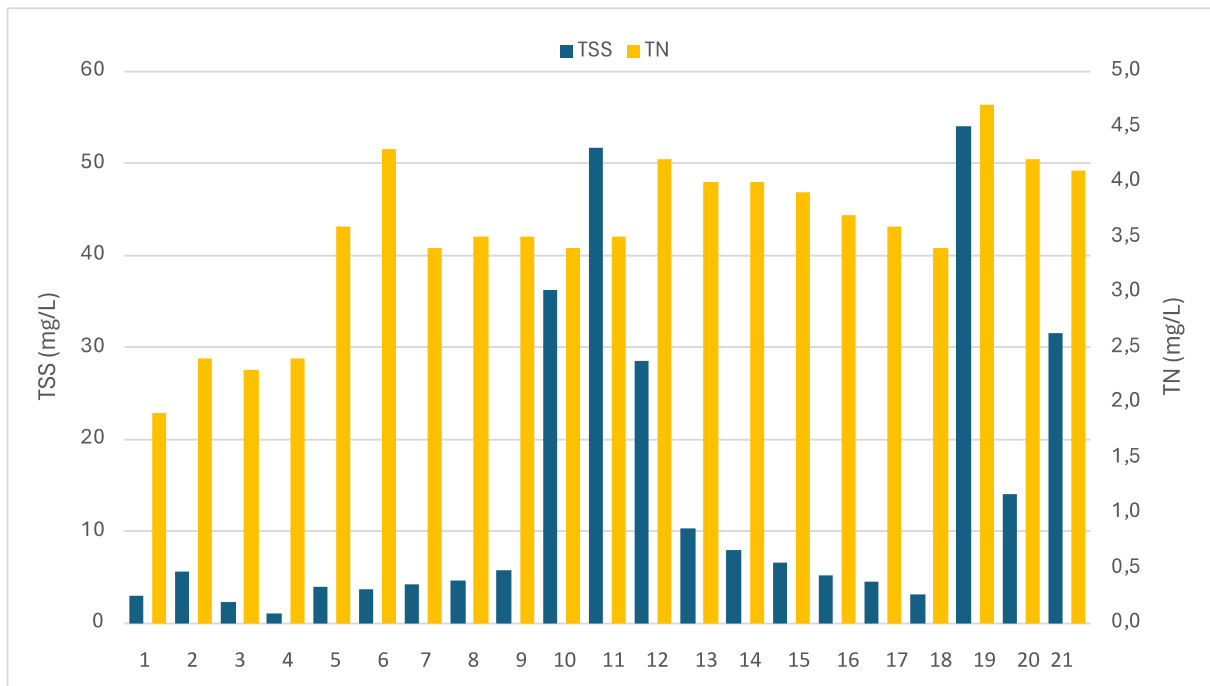


Fig 16: Konsentrasjon av TN og TSS i mg/L for prøve 19-21.

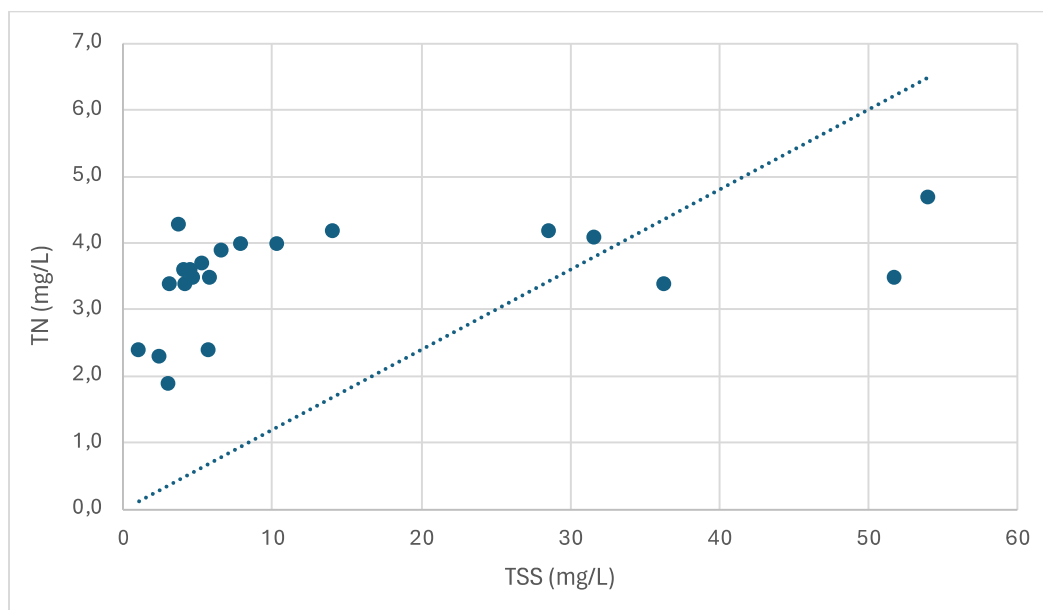


Fig 17: Lineær regresjon mellom TN og TSS ga $R^2 = 0,49$.

Totalt organisk karbon

Konsentrasjonen av DOC holdt seg mellom 11 mg/L og 13 mg/L, mens konsentrasjonen av POC varierte fra 0,30 mg/L i prøve 4 til 3,98 mg/L i prøve 19. Dette resulterte i at TOC varierte fra 11,3 mg/L i prøve 4 til 17 mg/L i prøve 19, og ga et gjennomsnitt på 12,6 mg/L og SD på 1,5 mg/L. Resultatet av TOC med fordelingen av POC og DOC i hver prøve er representert i figur 18. DOC utgjorde > 90 % av det totale karboninnholdet i 16 av prøvene,

og i de prøvene DOC utgjorde < 90 % gjaldt for prøve 10, 11, 12, 19 og 21. Andelen DOC var laveste i prøve 19 og utgjorde 77 %. For TOC kunne 53 % av konsentrasjonen forklares av partikler (TSS) ved lineær regresjon ($R^2= 0,53$).

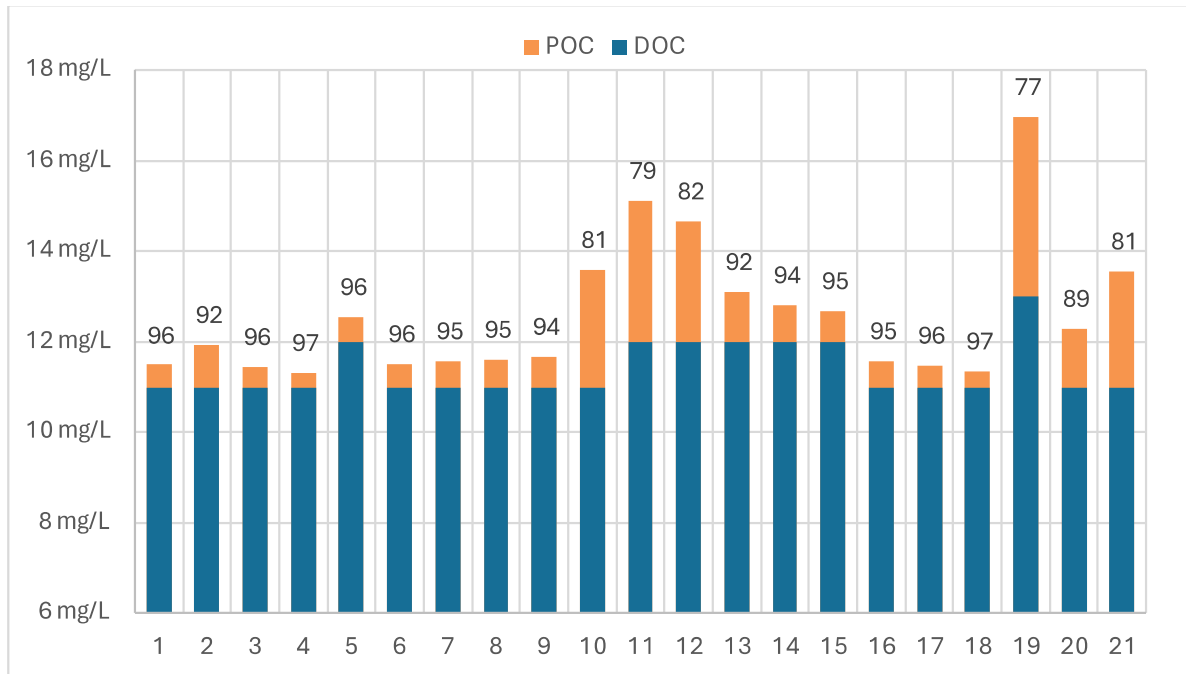


Fig 18: Konsentrasjon av DOC (blå søyle) og POC (oransje søyle) som til sammen utgjør TOC i mg/L for hver vannprøve. Verdien over søylene representerer hvor mye DOC utgjør av TOC i prosent.

Metaller

Til analyse av metaller ble det analysert for krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), kobolt (Co), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd). Av disse ble Fe, Mn, og Cr videre analysert for å se på andelen partikulært og løst fraksjon. For de resterende metallene var konsentrasjonen etter filtrering enten for lav eller lå under deteksjonsgrensen til at det var mulig å gjennomføre en tilsvarende analyse.

Jern

Totalkonsentrasjon av jern varierte fra 170 $\mu\text{g/L}$ i prøve 4 til 2700 $\mu\text{g/L}$ i prøve 19.

Fordelingen mellom løst og partikkelbundet jern av totalprøven er illustrert i figur 19. I de prøvene totalkonsentrasjonen av jern var størst, utgjorde andelen partikkelbundet jern mer enn jern i løst fraksjon. Dette gjaldt for prøve 10, 11, 12, 19 og 21. For de resterende prøvene utgjorde løst fraksjon av jern mest. Lineær regresjon mellom totalkonsentrasjonen av jern og TSS ga en $R^2= 0,97$.

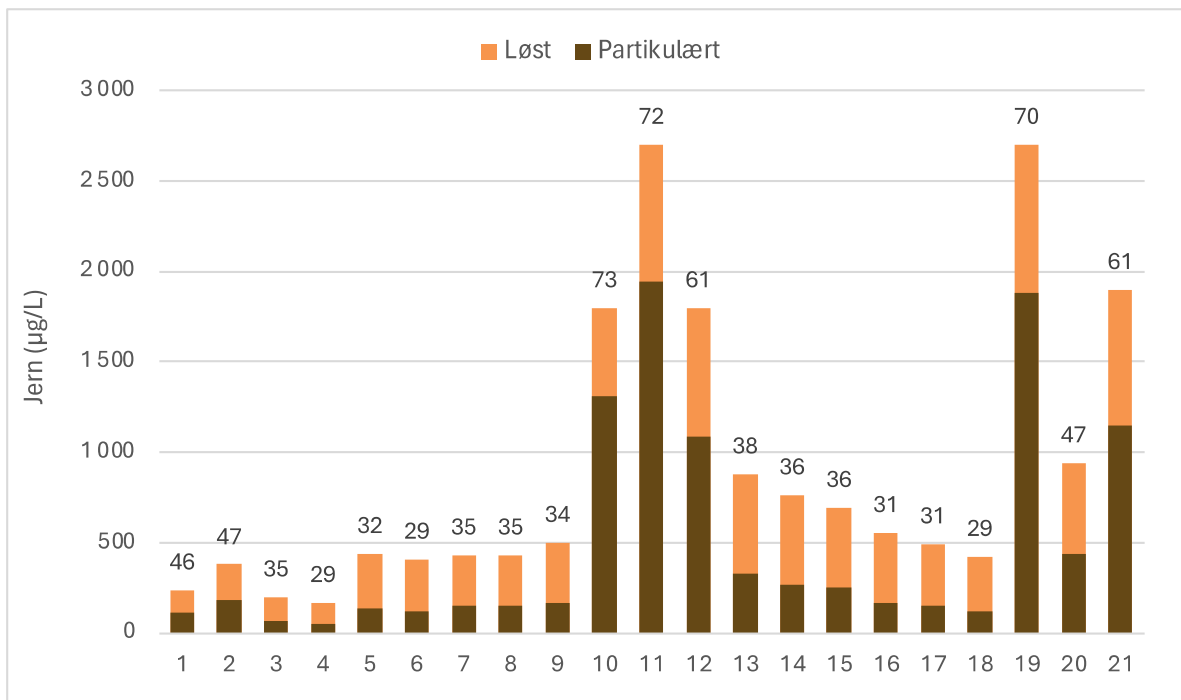


Fig 19: Oransje del av søylen utgjør løst fraksjon av jern og brun søyle utgjør konsentrasjonen av jern bundet til partikler. Til sammen utgjør begge søylene totalkonsentrasjonen. Verdien over søylene representerer andelen partikulært jern av totalkonsentrasjon i prosent.

Mangan

Totalkonsentrasjon av mangan varierte fra 11 µg/L i prøve 4 til 110 µg/L i prøve 19. I prøve 10, 11 og 19, utgjorde den partikulære fraksjonen mer enn løst fraksjon, mens i de resterende prøvene var det motsatt. Fordelingen mellom løst og partikkelbundet mangan av totalprøven vises i figur 20. Lineær regresjon mellom totalkonsentrasjonen av mangan og TSS ga en $R^2=0,89$.

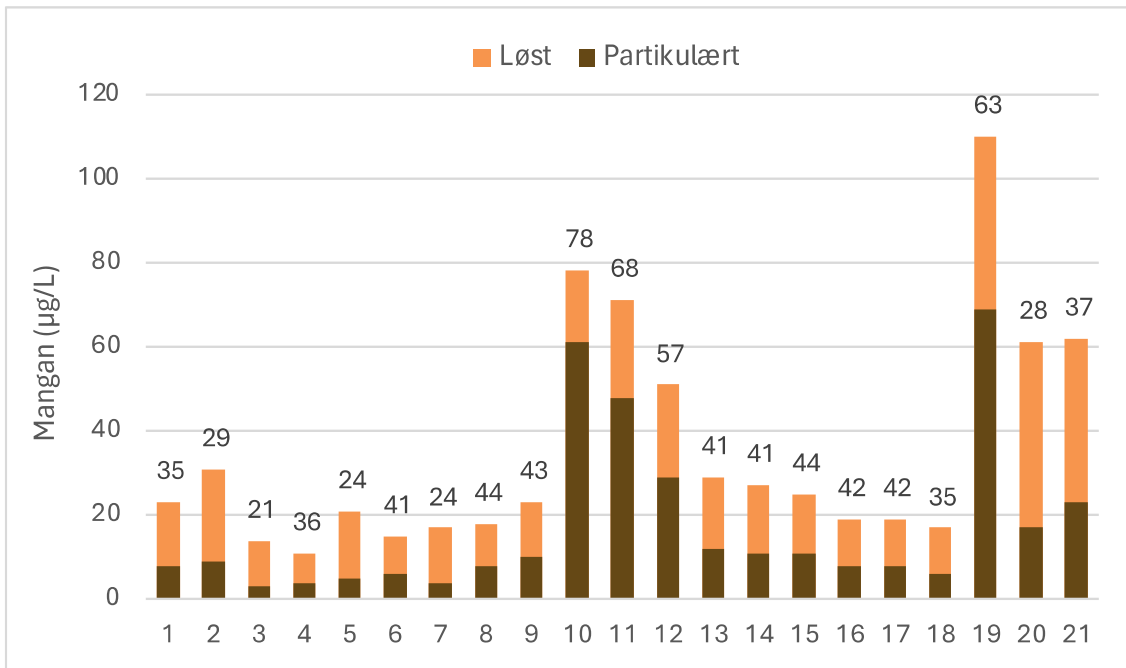


Fig 20: Oransje del av søylen utgjør løst fraksjon av mangan og brun søyle utgjør konsentrasjonen av mangan bundet til partikler. Til sammen utgjør begge søylene totalkonsentrasjonen. Verdien over søylene representerer andelen partikulært mangan av totalkonsentrasjon i prosent.

Krom

Totalkonsentrasjon av krom varierte fra 0,26 µg/L i prøve 4 til 3,6 µg/L i prøve 19.

Partikkelbundet krom utgjorde større andel enn løst fraksjon i prøve 10, 11, 19 og 21. For de resterende prøvene forekom mesteparten av krom i løst fraksjon. Fordelingen mellom løst og partikkelbundet mangan av totalprøven vises i figur 21. For prøve 9 var konsentrasjonen i den ufiltrerte prøven høyere enn konsentrasjon i den filtrerte prøven, hvilket resulterte i en negativ verdi. Prosentandelen av krom bundet til partikler er derfor vist som N/A. Lineær regresjon mellom total krom og TSS ga en $R^2 = 0,97$. I denne var ikke prøve 9 inkludert.

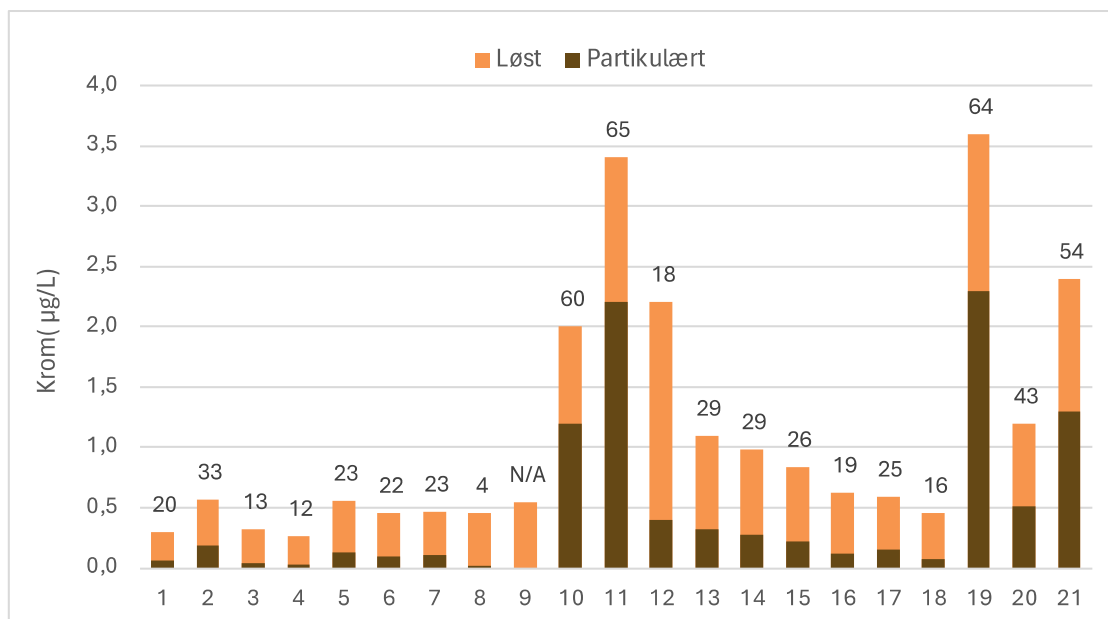


Fig 21: Oransje del av søylen utgjør løst fraksjon av krom og brun søyle utgjør konsentrasjonen av krom bundet til partikler. Til sammen utgjør begge søylene totalkonsentrasjonen. Verdien over søylene representerer andelen partikulært krom av totalkonsentrasjon i prosent.

Konduktivitet og pH

Konduktiviteten varierte fra 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i prøve 21 til 247 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i prøve 1, med et gjennomsnitt på 216 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og SD på 44,08 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Konduktivitet sank betraktelig i prøve 19 til 132 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Den var også lav i prøve 20 og 21 på henholdsvis 107 og 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$. For pH varierte verdiene fra 6,8 i prøve 19 til 7,6 i prøve 3 med et snitt på 7,3 og SD på 0,21. På grunn av feilmåling av pH i prøve 5 er denne ekskludert fra resultatene.

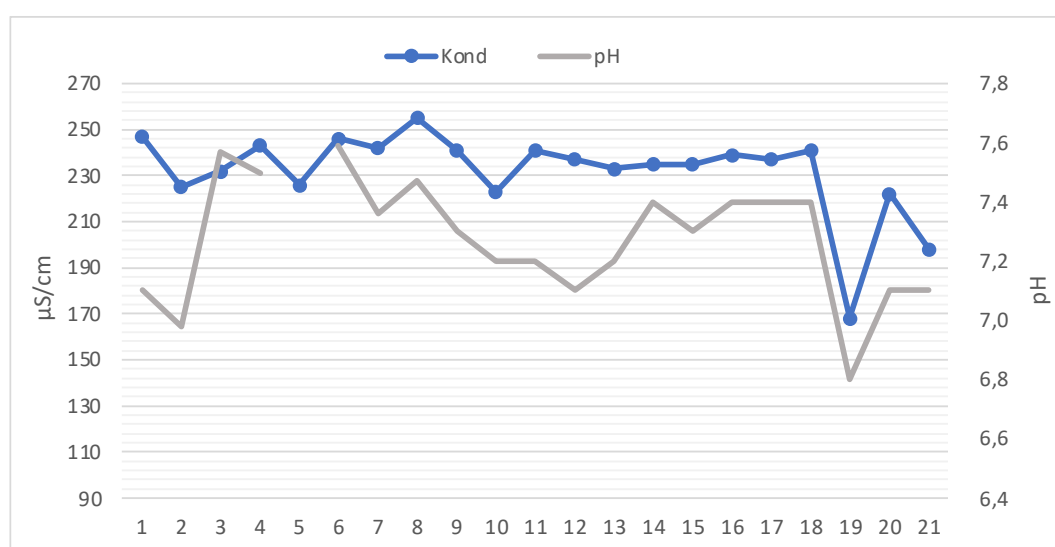


Fig 22: Viser konduktivitet og pH for hver vannprøve. Feilmåling av pH for prøve 5 og er derfor fjernet fra diagrammet

Diskusjon

Respons på nedbør

Bølstadbekken viste seg å reagere raskt på nedbør selv for små mengder, som kan være forårsaket av flere faktorer. Det ene kan skyldes bekkens dimensjoner som bidrar til et lavere vannvolum, og derfor mindre kapasitet til å håndtere vannmengdene som tilføres eksternt. Dette, i kombinasjon med et begrenset vegetasjonsdekke, jordarbeiding og vannmetning i omkringliggende jorder. Siden jordbruksarealer og leire utgjør mer enn halvparten av nedbørsfeltet vil vannopptaket være mindre, sammenliknet med skogsarealer, spesielt ved vannmetning. På en annen side utgjør skog 30 % av nedbørsfeltet og kan ha en flomdempende effekt og redusere overflateavrenning (Blankenberg, 2014).

For generering av flomtopp 1 viste det seg at 9 mm nedbør var nok til å gi merkbare endringer i vannføringen. Før denne perioden hadde det gått nesten syv dager uten nedbør, med unntak av 2,4 mm 10. oktober, noe som resulterte i en stabil vannføring ned på 0,130 m³/s. En mulig årsak kan derfor skyldes den allerede lave vannføringen i bekken. En annen medvirkende årsak kan være vannmetning. Ifølge (Bechmann et al., 2008) tok det 118 dager å drenere ut 90 % av årsavrenningen i Skuterudfeltet. Dette indikerer at tidligere nedbørshendelser kan gi en begrenset effekt på jordens infiltrasjonskapasitet, selv om nedbøren kan ha kommet flere måneder før prøvetakingen. Ifølge data fra norsk klimaservice kom det over 300 mm nedbør fra perioden juli til september (*Seklima*).

Turbiditet og TSS

Turbiditet viste seg å være en god indikator for suspendert stoff da korrelasjon mellom TSS og turbiditet resulterte i en R^2 på 0,98. Ettersom resultatene av TSS kun ga øyeblikksbilder og turbiditeten ble registrert kontinuerlig, kunne dataene benyttes for å vurdere tidsvariasjoner av suspenderte stoffer i bekken. Liknende tilnærming for bruk av turbiditetsmålinger har også blitt benyttet av (Foster et al., 1992; Stubblefield et al., 2007). Til tross for at turbiditet og TSS ofte korrelerer med hverandre, er det viktig å merke seg at det finnes forskjeller i metodene som fører til variasjon. Mens TSS gir en direkte måling av partikkelmengden ved veiing, gir turbiditetsmålinger en indirekte vurdering basert på lysmetode. For eksempel vil lys og fargetall påvirke turbiditetsverdiene, men siden dette ikke kan kvantifiseres ved veiing utgjør det ikke en del av suspendert stoff (Sterud & Krüger, 2020). I tillegg vil turbiditetsmålinger være mer følsomme overfor mindre partikler som har større spesifikk

overfalte og dermed påvirke lysspredningen. Det betyr at partiklenes fysiske egenskaper og sammensetning kan føre til avvik mellom TSS- og turbiditetsverdiene, og bidra til at sammenhengen mellom dem ikke er 100 % lineær.

Vannføring og turbiditet

Korrelasjonsanalysen sammen med diagrammene (fig 9-11) viste at turbiditet ikke er en direkte konsekvens av vannføring ($R^2 = 0,47$), men at vannføring likevel er en forutsetning for økt turbiditet og tilstedeværelse av partikler. Turbiditet responderer raskt på økende vannføring, noe som samsvarer med at høy vannføring øker vannets erosjonskraft og overflateavrenning (Gulden, 2017). Videre viste resultatene en raskere nedgang i turbiditet i forhold til vannføring, og kan være grunnen til at TSS-konsentrasjonene mellom prøver tatt under svært forskjellige vannføringsnivåer ga omtrent samme verdi. Dette ble tydelig mellom prøve 11 fra flomtopp 1 og prøve 19 fra flomtopp 2. Prøve 11 viste en TSS-konsentrasjon på 51,7 mg/L og turbiditet på 56 NTU, med en tilhørende vannføring på 0,296 m³/s. I prøve 19 var TSS-konsentrasjon målt til 53,9 mg/L og turbiditet 54 NTU, men med en betydelig høyere vannføring på 2,917 m³/s. Imidlertid viste resultatene (fig 11) at turbiditeten nådde en mye høyere verdi (120 NTU), 5 timer før prøvetakingen. Det antydes derfor at TSS-konsentrasjonen ville blitt høyere dersom prøvetakingen ble utført på et tidligere tidspunkt. Forskjeller i respons mellom vannføring og turbiditet, omtalt som hysteresis, ble også observert i en studie av (Skarbøvik, 2013) for Hobølelva i Østfold.

Videre ble det observert flere tilfeller av høy turbiditet under perioder med stabil vannføring. Dette kan skyldes lokale og sesongmessige variasjoner i nærområdet til bekken som ikke nødvendigvis har en direkte sammenheng med vannføringen. De kortvarige økningene kan tenkes å komme fra jordbruk i feltet etter pløying og harving, som igjen fører til erosjon av partikler og økt turbiditet. Dersom åkrene lå i stubb eller var upløyd, kan erosjon fra bekkkanter eller sideleie i bekken være mer sannsynlig. Med tanke på tidligere historikk med jordarbeiding om høsten i Skuterudfeltet er det en sannsynlighet, men kan heller ikke fastslås da den type data ikke var tilgjengelig for prøvetakingsperioden. En annen årsak til høyere turbiditet kan være resuspensjon av partikler, spesielt når vannstrømmen øker. På en annen side var vannføringen svært lav ($< 0,150$ m³/s) på tidspunktene turbiditeten økte, som vil si at vannstrømmen var lav og vannets erosive egenskaper svakere. Disse funnene understreker at turbiditet påvirkes av flere variabler og lokale forhold i bekken som må tas hensyn til.

TSS: organisk og uorganisk

Innholdet av organisk materiale og mineralsk materiale varierte mellom prøvene, men for alle prøver med unntak av prøve 4, var det andelen organisk materiale som utgjorde mest. De prøvene med høyest konsentrasjon av TSS var funnet i prøvene fra flomtopp 1 (prøve 10, 11, 12), og flomtopp 2 (prøve 19 og 21). For disse prøvene var også innholdet av MM > 80 %. Økningen av suspendert stoff funnet i prøvene er trolig forårsaket av erosjon som følge av høyere vannføring, og det høye innholdet av MM kan skyldes det høye leirinnholdet i jorden. Partikulært organisk materiale (POM) utgjorde < 50 % i alle prøvene med unntak av prøve 4 hvor POM utgjorde 59 %. Det lave innholdet av POM kan komme av at organisk materiale fra skog ofte forekommer i løs form som humusforbindelser og ikke bundet til partikler (Kaste et al., 2023). I tillegg utgjør skog og vegetasjon en mindre andel i nedbørsfeltet, sammenliknet med jordbruk og leire.

Total fosfor og TSS

Resultatene av TSS og TP samt regresjonsanalysen (R^2 lik 0,74), viser at forekomsten av fosfor hovedsakelig kan forklares av mengden partikler. Prøvene fra flomtopp 1 og 2 ga høyere verdier av TP sammenliknet med prøvene fra baseflow-perioden, noe som tyder på at TP er en konsekvens av økt vannføring. Det er tenkelig at mesteparten av fosforet kommer fra omkringliggende jorder via overflateavrenning siden jordbruket utgjør en betydelig kilde til fosfor, mens den høye leiredekningsgraden er med på å binde fosforet til partikler.

Selv om vannføringen under flomtopp 1 var betydelig lavere enn vannføringen under flomtopp 2, ga ikke dette store forskjeller i TP-konsentrasjonene. Dette kan skyldes leirpartiklernes effektive evne til å binde fosfor, da mindre partikler har større spesifikk overflate som øker adsorpsjonskapasiteten. Ifølge (Krogstad & Løvstad, 1987) øker transporten av små partikler når avrenningen er lavere, og motsatt for større partikler, da de krever høyere vannstrøm. De mindre partiklene vil også holde seg i suspensjon lenger, fra noen timer til flere dager, avhengig av forholdene. I tillegg vil fosforinnholdet i partikler fra dyrket mark være høyere enn fra yrket jord (Krogstad & Løvstad, 1987). Det tyder på at de høye verdiene av fosfor under flomtopp 1 kan forekomme selv for mindre flomperioder, siden nedbørsfelt består av mye leire og dyrket mark.

Det var særlig tre observasjoner som viste at høye konsentrasjoner av fosfor ikke nødvendigvis henger sammen med økt konsentrasjon av partikler. I prøve 4 var konsentrasjonen av TP omtrent like høy som i prøve 2, 3, 5, 7, 8 og 9, selv om det i prøve 4 ble funnet mye lavere TSS konsentrasjon. Tilsvarende ble observert for prøve 6 hvor TSS-konsentrasjonen var lav, mens TP-konsentrasjonen var høy. Vannføringen under den 4. og 6. prøvetakingen ble målt til henholdsvis 0,0968 m³/s og 0,1311 m³/s, og var de laveste registrerte for prøvetakingsperioden. Den lave TSS-verdien kan sannsynligvis skyldes lav vannføring, mens den høye konsentrasjonen av TP, kan være på grunn av at fosfatutslipp i løst form.

Total nitrogen og TSS

Konsentrasjonen av nitrogen viste en svak korrelasjon med TSS ($R^2=0,49$). Dette kan forklares av at nitrogenutslipp ofte skjer i form av løste nitrogenforbindelser, som ammonium, nitrat eller organisk nitrogen. Det ble funnet høyere konsentrasjoner av TN i prøvene fra flomtopp 1 og 2 sammenliknet med prøvene fra baseflow-prøvetakingen. I en studie av (Kværnø & Bechmann, 2010), ble det dokumentert at fordelingen av N-tap gjennom grøfteavrenning utgjorde mellom 70 - 90 %, sammenliknet med overflateavrenning for planerte felt på marin leire i Norge. Det kan derfor tenkes at nitrogenet som tilføres bekken under flomperioder, er på grunn av utvasking i jordprofilet fra omkringliggende jordbruksarealer.

Samtidig vil mer vann som tilføres bekken føre til fortykning av nitrogen, og var mest sannsynlig årsaken til at konsentrasjon sank for prøve 7 til 11. En fortykningseffekt kan også observeres for flomtopp 2, da nitrogenkonsentrasjonen i prøve 19, 20 og 21 ikke var særlig høyere enn i prøve 12 til 15, som ble tatt under betydelig lavere vannføring. At nitratkonsentrasjonen avtar under flomhendelser har også blitt dokumentert av (Stutter et al., 2008). I tillegg kan konduktivitetsverdiene også støtte denne teorien, siden konsentrasjonene sank for prøve 9, 10, 19, 20 og 21.

Organisk karbon

Resultatene av organisk karbon viser at det var konsentrasjonen av POC som bidro mest til variasjonen av TOC. Konsentrasjon av TOC viste en tydelig økning under flomtopp 1 og flomtopp 2, noe som kan tyde på at den økte karbontilførselen skyldes avrenning fra

vegetasjon i feltet. Vanligvis har organisk materiale større partikkelstørrelse enn mineralske leirpartikler, men med høyere avrenning i flomperiodene vil det bidra til transport av større partikler av organisk materiale fra nedbørsfeltet. Den stabile konsentrasjonen av DOC kan skyldes jevnlig tilførsel av karbon gjennom drenering av dyrket mark eller fra nærliggende biomasse. Drenering av DOC fra dyrket mark har blitt dokumentert av (Royer & David, 2005) og (Sachse et al., 2005). Også her kan fortykning på grunn av større vannmasser være årsaken til den samme DOC-konsentrasjon for prøve 19, 20 og 21, sammenliknet med de andre prøvene.

Metaller

Høyere vannføring førte til en økning i konsentrasjonen av jern, krom og mangan, som hovedsakelig skyldes økt transport av partikler. I prøvene tatt under flomperiodene utgjorde den partikulære fraksjonen en større andel enn den løste fraksjon, spesielt for jern med unntak av prøve 20, hvor andelen løst var større. Det samme ble observert for krom med unntak av prøve 12, og for mangan med unntak av prøve 20 og 21. I tillegg var sammenhengen mellom TSS og jern, samt TSS og krom høy ($R^2 = 0,97$), mens korrelasjonen var noe lavere for mangan ($R^2 = 0,89$). I de prøvene som ble tatt ved lav vannføring, utgjorde den løste fraksjon størst andel av totalkonsentrasjonen. Dette var spesielt tydelig for krom, og i noe mindre grad for jern og mangan.

Vurdering av flomtopp

Siden konsentrasjonen av næringsstoffer varierer med avrenningen i jordbruksdominerte felt (Gulden, 2017), vil registrering av en definert topp være nødvendig for å kunne si noe om systemets respons og kapasitet under flomepisoder. Derfor kan flomtopp 1 anses som et representativt valg for å undersøke betydningen av en flomperiode til tross for at vannføringen var relativt liten. Så lenge vannføringskurven stiger, tyder det på at mer vann blir tilført bekken på grunn av nedbør, og skiller seg dermed ut fra baseflow-prøvetakingen. Flomtopp 2 ble tatt for å undersøke om en enda høyere vannføring ville ført til mer transport av partikler, næringsstoffer og metaller. Resultatene viste tydeligst økning av suspendert stoff og POC. Samtidig kan resultatene mellom flomtopp 1 og 2 gi grunnlag for å tro at høyere vannføring ikke fører økt transport av TN, TOC, mangan og krom, på grunn av fortykning av større vannmasser.

Prøvetaking

Selv om studiet har gitt verdifull innsikt om virkningene av varierende vannføring, er det begrensninger knyttet til prøvetakingen som bør tas i betraktning. Med en prøvetakingsperiode på 12 uker og et begrenset antallet vannprøver, vil omfanget av studiet kun fange opp de umiddelbare effektene av flomtopper. Med tanke på årstid er resultatene begrenset til høstsesongen, og vil ikke kunne si noe om effekten av flomperioder for resten av året når både værforhold og tilstanden i nedbørsfeltet vil være annerledes. I tillegg vil vær og klima føre til variasjoner mellom sesongene og fra år til år, og dermed utgjøre en uforutsigbar faktor på vannkvaliteten.

Konklusjon

Formålet med oppgaven var å vurdere betydningen av varierende vannføring, med fokus på flomtopper, for transport av partikler samt forurensinger i bekken. I den forbindelse har hyppig prøvetaking av en flomperiode samt prøver av baseflow, gjort det mulig å utføre en grundigere analyse for å undersøke årsaker som fører til varierende partikkeltransport. Bølstadbekken viste en rask respons på nedbør, selv for små mengder, og skyldes mest sannsynlig mye jordbruksarealer og lite vegetasjonsdekke. I tillegg kan vannmetning fra tidligere nedbørshendelser være en medvirkende årsak, da det bidrar til økt overflateavrenning. Resultatene indikerer at partikkeltransporten øker med økende vannføring, spesielt under flomtopper, mens ved avtagende flomføring vil mengden partikler i vannmassene avta raskere enn vannføringen. Den raske nedgangen av suspendert stoff (TSS) ble registrert ved bruk av turbiditetsmålingene, som viste å være en god indikator for totalt suspendert stoff ($R^2 = 0,98$).

Videre indikerer resultatene at mesteparten av TP transporteres med partikler, mens konsentrasjonen av TN og organisk materiale følger vannmengdene. For metallene jern, mangan og krom økte konsentrasjonene som følge av økt vannføring, hvor den partikulær fraksjon utgjorde mest i prøvene for jern og krom, og noe mindre for mangan. I prøver tatt under baseflow utgjorde løst fraksjon en større andel enn partikulært for alle tre metallene. Samlet sett indikerer resultatene at den økte transporten av partikler, næringsstoffer og metaller under flomperiodene er en direkte påvirkning av overflateavrenning fra nedbørsfeltet. Til slutt viste resultatene at selv små flomperioder gir målbare forskjeller.

Oppgaven har vært viktig for å oppnå en mer omfattende forståelse av sammenhengen mellom vannføring og transport av partikler samt tilknyttede forurensinger i en jordbruksbekk i et mindre nedbørsfelt. Siden nedbør utgjør en utslagsgivende faktor vil konsekvensene variere fra år til år, spesielt med tanke på usikkerhet knyttet til varierende værforhold mellom sesonger og forventede klimaendringer. Det vil derfor være nødvendig med flere målinger av hyppige prøvetakinger over en lengre periode for å oppnå et sikrere datagrunnlag. Målinger over flere år vil gi mulighet til å analysere langvarige mønstre i vannføringen samt forstå hvordan vannføringen påvirkes av ulike faktorer som nedbør, temperatur, avrenning, landbruksaktiviteter og endringer i landskapet. Dette vil legge til rette for en grundigere forståelse av prosesser som forårsaker transport av forurensninger i elver og bekker, for å videre kunne utvikle tilpassede tiltak for å bevare vannmiljøet.

Referanser

- Artioli, Y. (2008). Adsorption. I: Jørgensen, S. E. & Fath, B. D. (red.) *Encyclopedia of Ecology*, s. 60-65. Oxford: Academic Press.
- Askeheim, S. *Årungen*: Store norske leksikon Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Årungen>.
- Bechmann, M., Pengerud, A., Eggestad, H. O., Deelstra, J. & Øygarden, L. (2008). *Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Årsrapport for 2006/07 fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA)*.
- Bechmann, M. (2019). *Klima, jordarbeiding, erosjon og fosfortap*: NIBIO.
- Bechmann, M., Krzeminska, D., Barneveld, R., Kværnø, S. H., Deelstra, J., Eggestad, H. O., Farkas, C. & Hauken, M. (2020). *Jordarbeiding – effekt på jord- og fosfortap. Analyse av data fra tre overvåkingsfelt i JOVA-programmet*, 112.
- Bechmann, M. (2023). *Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2020/2021*.
- Bechmann, M., Dreyer, L., Lang, K., Stenrød, M., Bøe, F., Eggestad, H. O., Isidorova, A., Ugstad, H., Riley, H., Selnes, S., et al. (2023). *Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2021/2022*.
- Beldring, S., Roald, L. A. & Voksø, A. (2002). *Avrenningskart for Norge: Norges vassdrags- og energidirektorat*.
- Biørnstad, R. (1982). Konsekvenser av tiltak overfor fosfatholdige vaskemidler
- Blankenberg, A.-G. (2014). *Vegetasjonsdekke som tiltak mot tap av jord og fosfor*.
- Bogen, J. (2006). Sediment transport rates of major floods in glacial and non-glacial rivers in Norway in the present and future climate. 148-158.
- Bryhni, I. & Røthe, T. O. (2022). *Erosjon*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/erosjon> (lest 13. mai).
- Chapman, D. (1992). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*. doi: 10.4324/9780203476710.
- Dannevig, P. & Harsteveit, K. *Klima*.
- Fladberg, E. (2013). *Slik fungerer turbiditetsmålingen*: Teknisk Ukeblad Media AS. Tilgjengelig fra: <https://www.tu.no/artikler/vaeskeanalyse-turbiditet/218521>.
- Foster, I., Millington, R. & Grew, R. (1992). The impact of particle size controls on stream turbidity measurement; some implications for suspended sediment yield estimation. *Erosion and sediment monitoring programmes in river basins. Proc. international symposium, Oslo, 1992*, 210.
- Gulden, K. T. (2017). *Mer regn gir større tap av næringsstoffer fra jordbruket*: NIBIO. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/nyheter/mer-regn-gir-storre-tap-av-naeringsstoffer-fra-jordbruket>.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. Sandven, A.B. Sandø, Sorteberg, A., et al. (2015). *Klima i Norge 2100*.
- kartverk, S. (2024). *Topografisk Norgeskart*: Geonorge.
- Kartverket. *Norgeskart*. Tilgjengelig fra: <https://norgeskart.no/#!?project=norgeskart&layers=1002&zoom=12&lat=6624350.24&lon=262596.25&drawing=uGo7r4sBBqEBRd0UNhO7&markerLat=6624350.237048152&markerLon=262596.2492007556&p=searchOptionsPanel&sok=Bølstadbekken>.
- Kaste, Ø., Skarbøvik, E. & Vogt, R. D. (2023). *Utredning om parametere for suspendert stoff og organisk materiale kan inkluderes i klassifiseringssystemet for vann*.

- Kitchener, B. G., Wainwright, J. & Parsons, A. J. (2017). A review of the principles of turbidity measurement. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 41 (5): 620-642. doi: 10.1177/0309133317726540.
- Krogstad, T. & Løvstad, Ø. (1987). *Fosfor i jord og vann* Det Norske Jord- og Myrselskap. Tilgjengelig fra: https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2489954/433_029_Fosfor%20i%20jord%20og%20vann.pdf?sequence=1&fbclid=IwAR3sv9gK4zkVqjwtsRdmpT0k8WhXHctr6R3tBftVObsLwTgOAHAUeilyr6c.
- Kværnø, S. H. & Bechmann, M. (2010). Strømningsveier for vann, partikler og næringsstoffer i jord.
- Marttila, H., Saarinen, T., Celebi, A. & Kløve, B. (2013). Transport of particle-associated elements in two agriculture-dominated boreal river systems. *Science of The Total Environment*, 461-462: 693-705. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.073>.
- Molverson, Å., Bechmann, M., Kaste, Ø., Turtumøygard, S., Norling, M. D., Guerrero, J.-L., Skarbøvik, E. & Solheim, A. L. (2020). *Analyse av hva klimaendringer og arealbruk betyr for vannmiljøet i Håelva*: NORCE Norwegian Research Centre.
- Mosley, L. M. (2015). Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews*, 140: 203-214. doi: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>.
- NIBIO. *Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA)*. Tilgjengelig fra: <https://nibio.no/tema/miljo/jord-og-vannovervaking-i-landbruket>.
- NIBIO. (2023). *Nitrogentiltak*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/miljo/tiltaksveileder-for-landbruket/vannmilljotiltak/nitrogentiltak>.
- Norconsult. (2022). *Elver og bekker med utløp til Bunnefjorden. Fosfor og nitrogen 2012 - 2020*: PURA. Tilgjengelig fra: https://pura.no/wp-content/uploads/2022/02/PURA-2012-2020-Bunnefjorden_J02_v2_ENDELIG_20220124.pdf.
- Norconsult. (2023). *Årsrapport 2022*.
- Norge i bilder. *Norge i bilder WMS-Ortofoto*: Geonorge.
- NVE. *Bølstadbekken*. Sildre Norges vassdrag- og energidirektorat Tilgjengelig fra: <https://sildre.nve.no/station/5.22.0>.
- NVE. *NEVINA*. versjon 4 utg.: Norges vassdrag-og energidirektorat Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no>.
- NVE. (2015). *Analyser*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vannets-kretsloep/erosjon-og-sedimenttransport/analyser/>.
- Pedersen, B. (u.å.). *suspensjon (kjemi)*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/suspensjon_-_kjemi.
- Pärn, J., Pinay, G. & Mander, Ü. (2012). Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators*, 22: 4-15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.002>.
- Royer, T. V. & David, M. B. (2005). Export of dissolved organic carbon from agricultural streams in Illinois, USA. *Aquatic Sciences*, 67 (4): 465-471. doi: 10.1007/s00027-005-0781-6.
- Sachse, A., Henrion, R., Gelbrecht, J. & Steinberg, C. E. W. (2005). Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: Influence of catchment characteristics and

- autochthonous processes. *Organic Geochemistry*, 36 (6): 923-935. doi: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2004.12.008>.
- Seehusen, T. & Strand, E. (2022). Klimatilpasning av høstkornproduksjon i Østfold. *Seklima*. METEOROLOGISK INSTITUTT. Tilgjengelig fra: <https://seklima.met.no/observations/>.
- Siri Svendgård-Stokke. (2015). Hvordan påvirkes jordbruket av klimaendringer? : 92.
- Skarbøvik, E. (2013). Betydningen av vannføring i bekker og elver for vurdering av vannkvalitet.
- Sterud, E. & Krüger, K. (2020). *Grumsete vann i RAS-produksjon av fisk*: IntraFish. Tilgjengelig fra: <https://www.intrafish.no/kommentarer/grumsete-vann-i-ras-produksjon-av-fisk/2-1-835728>.
- Stokstad, G. & Skulberg, O. N. (2014). *Fulldyrka areal og kornarealer på Østlandet*.
- Stubblefield, A., Reuter, J., Dahlgren, R. & Goldman, C. (2007). Use of Turbidometry to Characterize Suspended Sediment and Phosphorus Fluxes in the Lake Tahoe Basin, California, USA. *Hydrological Processes*, 21: 281-291. doi: 10.1002/hyp.6234.
- Stutter, M. I., Langan, S. J. & Cooper, R. J. (2008). Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. *Journal of Hydrology*, 350 (3): 203-214. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.045>.
- Tesfai, M. & Bechmann, M. (2011). Vannkvalitet i to bekker fra jordbruksområder i Sørøst-Norge: Skuterud- og Mørdrebekken.
- Tollan, A. (1977). *Nordens hydrologi*: Universitet i Oslo.
- Tryland, Ø., Støren, E. & Iversen, E. R. (u.å.). *Suspensjoners synkehastighet* NIVA. Tilgjengelig fra: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1984_31741.pdf.
- Universitetet i Oslo. (2011). *Fosfor*. Tilgjengelig fra: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/f/fosfat.html>.
- Wolff, M. A. (2023). *Været 2022 på Ås*: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/fakulteter/fakultet-realfag-og-teknologi/vaeraret-2022-pa>.
- Wong, W. K. & Colleuille, H. (2005). *Elv og grunnvann – Estimering av grunnvannsbidrag til det totale avløpet ved hydrogramseparering*.

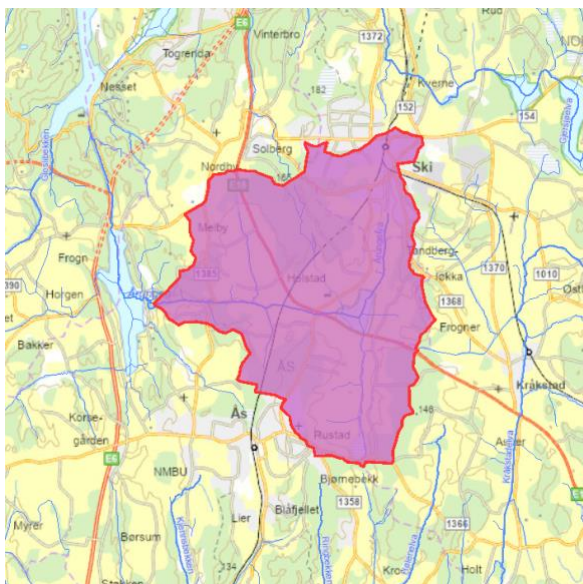
Vedlegg

Rådata

Tabell 1: Datamateriale og beregninger for vannprøver.

År 2023	Dato	Nr	Vekt filter (mg)	Vekt e. tørking	Vekt e. gløding	Partikler (mg)	Glødetap (mg)	MM (mg)	Volum filtrert	Partikler (mg/L)			Lab	Fra turbiditetsmåler							
										TSS	Gløde-tap	MM	pH	Kond (µS/cm)	Temp	Turbidi tet	Turb. (snitt)	Vannstan d (m)	Vannføring (m³/s)	Temp	
Baseflow	24.08	1	92,645	98,664	96,690	6,019	(1,974)	4,05	2 000	3,010	0,987	2,02	7,1						1,40	0,3848	16,8
	31.08	2	92,469	99,857	97,410	7,388	(2,447)	4,94	1 300	5,683	1,882	3,80	7,0	224	15,6	6,8	6,93	1,55	0,7763	15,7	
	07.09	3	91,622	96,356	94,581	4,734	(1,775)	2,96	2 000	2,367	0,887	1,48	7,6	234	16,7	2,5	2,32	1,28	0,1793	16,5	
	14.09	4	94,109	96,155	94,951	2,046	(1,204)	0,84	2 000	1,023	0,602	0,42	7,5	240	13,0	0,8	0,68	1,20	0,0968	13,0	
	02.10	5	91,851	99,915	97,758	8,064	(2,157)	5,91	2 000	4,032	1,079	2,95	5,5	226	13,4	4,9	5,04	1,34	0,2750	13,2	
Flomtopp 13.10	Kl. 09:02	6	93,134	99,165	97,498	6,031	(1,667)	4,36	1 620	3,723	1,029	2,69	7,6	236	8,4	3,7	3,70	1,24	0,1311	8,7	
	Kl. 14:05	7	91,943	98,208	96,510	6,265	(1,698)	4,57	1 500	4,177	1,132	3,04	7,4	236	9,2	3,9	3,90	1,24	0,1333	9,2	
	Kl. 16:15	8	93,018	99,121	97,507	6,103	(1,614)	4,49	1 300	4,695	1,242	3,45	7,5	235	9,4	4,6	4,60	1,24	0,1378	9,4	
	Kl. 18:05	9	92,177	98,276	96,857	6,099	(1,419)	4,68	1 050	5,809	1,351	4,46	7,3	234	9,5	5,4	5,40	1,25	0,1446	9,5	
	Kl. 20:10	10	91,644	104,804	102,929	13,160	(1,875)	11,29	363	36,253	5,165	31,09	7,2	223	9,5	33,2	33,20	1,34	0,2733	9,5	
	Kl. 22:10	11	91,818	105,376	103,738	13,558	(1,638)	11,92	262	51,748	6,252	45,50	7,2	232	9,4	56,1	56,05	1,35	0,2956	9,5	
	Kl. 00:10	12	93,288	105,300	103,062	12,012	(2,238)	9,77	421	28,532	5,316	23,22	7,1	228	9,4	37,3	37,30	1,34	0,2784	9,5	
14.10.2023	Kl. 08:10	13	91,945	101,537	99,485	9,592	(2,052)	7,54	930	10,314	2,206	8,11	7,2	231	8,7	14,1	14,05	1,31	0,2287	9,1	
	Kl. 11:45	14	92,761	104,614	102,176	11,853	(2,438)	9,42	1 500	7,902	1,625	6,28	7,4	232	8,7	11,1	11,10	1,30	0,2153	8,9	
	Kl. 16:25	15	90,946	99,830	98,002	8,884	(1,828)	7,06	1 350	6,581	1,354	5,23	7,3	232	9,2	5,0	5,00	1,29	0,2038	9,2	
15.10.2023	Kl. 07:00	16	90,037	97,741	96,046	7,704	(1,695)	6,01	1 470	5,241	1,153	4,09	7,4	236	8,5	5,7	5,70	1,27	0,1780	8,9	
	Kl. 16:45	17	90,009	97,433	95,894	7,424	(1,539)	5,89	1 650	4,499	0,933	3,57	7,4	234	8,9	5,1	5,10	1,27	0,1677	9,0	
09.10	Kl. 09:25	18	90,893	96,666	95,344	5,773	(1,322)	4,45	1 850	3,121	0,715	2,41	7,4	240	5,7	3,1	3,10	1,23	0,1204	6,4	
03.11	Kl. 13:05	19	89,428	103,681	101,577	14,253	(2,104)	12,15	264	53,989	7,970	46,02	6,8	132	4,0	54,3	54,30	2,00	2,9170	4,1	
05.11	Kl. 15:15	20	90,109	99,800	98,008	9,691	(1,792)	7,90	690	14,045	2,597	11,45	7,1	107	4,0	9,8	9,80	1,66	1,1290	4,0	
09.11	Kl. 09:35	21	89,959	102,026	100,078	12,067	(1,948)	10,12	382	31,589	5,099	26,49	7,1	98	4,2	23,4	23,40	1,71	1,3330	4,2	

Nedbørsfeltparametere



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 261163 E
6624323 N

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

Nedbørsfeltparametere

Vassdragsnr.: 005.3B
Kommune.: Ås
Fylke.: Akershus
Vassdrag.: Årungenelva

Feltparametere

Areal (A)	23.1	km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	0.88	%
Elvleengde (E _L)	6.7	km
Elvegradient (E _G)	10.5	m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	5.6	m/km
Helning	3.0	°
Dreneringstetthet (D _T)	0.9	km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	6.3	km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0	%
Dyrket mark (A _{JORD})	47.2	%
Myr (A _{MYR})	0.1	%
Leire (A _{LEIRE})	67.8	%
Skog (A _{SKOG})	35.0	%
Sjø (A _{SJØ})	1.5	%
Snau fjell (A _{SF})	0	%
Urban (A _U)	8.4	%
Uklassifisert areal (A _{REST})	7.8	%

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	40	m
Høyde ₁₀	98	m
Høyde ₂₀	102	m
Høyde ₃₀	110	m
Høyde ₄₀	116	m
Høyde ₅₀	120	m
Høyde ₆₀	123	m
Høyde ₇₀	129	m
Høyde ₈₀	136	m
Høyde ₉₀	143	m
Høyde _{MAX}	163	m

Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q _N)	16.5	l/s*km ²
Sommernedbør	380	mm
Vinternedbør	396	mm
Årstemperatur	5.2	°C
Sommertemperatur	13.1	°C
Vintertemperatur	-0.5	°C

Rapportdato: 8.2.2024

© nevina.nve.no

Fig 1: Nedbørsfeltparametere for Bølstadbekkens nedbørsfelt.

Konsentrasjonen av TP, TN og DOC

Tabell 1: Konsentrasjon av total fosfor (TP), total nitrogen (TN), og løst organisk karbon (DOC) i mg/L.

Prøve	TP	TN	DOC
1	0,037	1,9	11
2	0,057	2,4	11
3	0,044	2,3	11
4	0,054	2,4	11
5	0,053	3,6	12
6	0,139	4,3	11
7	0,051	3,4	11
8	0,053	3,5	11
9	0,054	3,5	11
10	0,057	3,4	11
11	0,139	3,5	12
12	0,170	4,2	12
13	0,079	4,0	12
14	0,069	4,0	12
15	0,062	3,9	12
16	0,054	3,7	11
17	0,054	3,6	11
18	0,047	3,4	11
19	0,219	4,7	13
20	0,083	4,2	11
21	0,131	4,1	11

Metaller filtrert og ufiltrert

Tabell 2: Konsentrasjon av ufiltrert prøver for jern (Fe), mangan (Mn) og krom (Cr) i µg/L.

Prøve	Fe	Mn	Cr
1	240	23	0,30
2	380	31	0,57
3	200	14	0,32
4	170	11	0,26
5	440	21	0,56
6	410	15	0,46
7	430	17	0,47
8	430	18	0,46
9	500	23	0,55
10	1 800	78	2,00
11	2 700	71	3,40
12	1 800	51	2,20
13	880	29	1,10
14	760	27	0,98
15	690	25	0,84
16	550	19	0,62
17	490	19	0,59
18	420	17	0,45
19	2 700	110	3,60
20	940	61	1,20
21	1 900	62	2,40

Tabell 3: Konsentrasjon av filtrerte prøver for jern (Fe), mangan (Mn) og krom (Cr) i µg/L.

Prøve	Fe	Cr	Mn
1	130	0,24	15
2	200	0,38	22
3	130	0,28	11
4	120	0,23	7
5	300	0,43	16
6	290	0,36	9
7	280	0,36	13
8	280	0,44	10
9	330	0,83	13
10	490	0,81	17
11	760	1,20	23
12	710	1,80	22
13	550	0,78	17
14	490	0,70	16
15	440	0,62	14
16	380	0,50	11
17	340	0,44	11
18	300	0,38	11
19	820	1,30	41
20	500	0,69	44
21	750	1,10	39



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway