



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2016 60 stp
Institutt for Miljøvitenskap

Episodiske endringer i vannkjemi i et leirpåvirket vassdrag.

Episodic changes in water chemistry in a
clay affected watershed.

Elisabeth Fremming
Miljø og naturressurser

Denne masteroppgaven ble skrevet i samarbeid med NIBIO som bidro med prøvetakingsmateriell og vannføringsdata. Takk til Eva Skarbøvik og Håkon Borch for all hjelp. Takk til veilederne fra NMBU: Gunnhild Riise, Thomas Rohrlack og Ståle Haaland. Sist men ikke minst takk til pappa, Hans Henrik Fremming for hjelp med alt fra meteorologi til grammatikk.

ABSTRACT

Small, clay affected watersheds can contribute with huge amounts of particles to recipients. These clay particles bind essential nutrients like phosphorus and nitrogen, and can be the origin of eutrophication and siltation downstream. Episodes with heavy rain will increase the transport of particles in erosion-sensitive watersheds further and can lead to huge amounts of particles being transported over a fairly short time period. Episodes with extreme precipitation are expected increase in frequency as a result of climatic changes and can be responsible for most of the particle transport in watersheds. Contrary to this, data from precipitation events are often excluded in monitoring of water quality.

The chemical composition in the Nordre Lund creek varies substantially over time during a precipitation event, and as a result of seasonal variations. During episodes with rain and snowmelt on frozen ground, great amounts of particles will be transported internally in the creek without essential contributions from the catchment. During the frost-free period the catchment will have a greater impact on water chemistry.

Runoff from clay affected, low land areas have a different chemical composition than runoff from the upstream woodland areas. These differences can largely be explained by the presence of clay particles which contributes to higher concentrations of nitrogen, phosphorus, higher alkalinity, pH and conductivity. Open areas with settlements will also contribute to changes in the water chemistry downstream, especially regarding waste water and runoff from impervious surfaces.

SAMMENDRAG

Små, leirpåvirka nedbørsfelt kan bidra med store mengder partikler til resipienter. Disse leirpartiklene binder essensielle næringsstoffer som fosfor og nitrogen, og kan være opphav til en eutrofiering og tilslamming nedstrøms. Episoder med mye og intensiv nedbør vil øke partikkeltransporten i erosjonsutsatte vassdragene ytterligere og kan føre til enorm materialtransport i løpet av en begrenset tidsperiode. Episoder med ekstreme nedbørsmengder forventes å forekomme hyppigere som et resultat av klimaendringer og kan gi opphav til en stor andel av den totale partikkeltransporten i vassdragene. På tross av dette utelates ofte data fra nedbørsepisoder ved overvåkning av vannkvaliteten i vassdragene.

Den kjemiske sammensetningen i Nordre Lund bekken varierer mye over tid under en nedbørsepisode, og med ulike årstider. Under episoder med regn og snøsmelting på frossen mark vil store mengder partikler innad i selve elveløpet rives med og transporteres uten store tilførsler fra nedbørsfeltet. Under den frostfrie perioden vil det være større påvirkning fra hele nedbørsfeltet på vannkjemien under nedbørsepisoder.

Avrenning fra lavtliggende leirpåvirkede områder har en annen kjemisk sammensetning enn høyereliggende skogsområder. Disse ulikhetene skyldes i stor grad tilstedeværelsen av leirpartikler som bidrar til høyere konsentrasjoner av nitrogen og fosfor, høyere alkalitet, pH og konduktivitet. Åpne områder med bebyggelse kan også bidra til endringer i vannkjemien nedstrøms, særlig med tanke på spredt avløp og tette flater.

Innhold

1. Innledning.....	6
2. Områdebeskrivelse	8
3. Teori- Parametere og prosesser i nedbørsfeltet	10
4. Metode.....	15
4.1 Metoder i felt	15
4.2 Metoder på laboratoriet	16
4.3 Feilkilder.....	18
4.3.1 Feilkilder i Felt	18
4.3.2 Feilkilder på laboratoriet	19
5. Resultat.....	21
5.1 Meteorologi og hydrologi	21
5.2 Avrenning fra Skogsområde	24
5.3 Avrenning fra landbruksområder og bebyggelse.....	29
6. Diskusjon.....	38
6.1 Avrenning fra skogsområde.....	38
6.2 Avrenning fra landbruksområder og bebyggelse.....	40
7. Konklusjon	44
8. Litteratur.....	45
Vedlegg A. Resultater stasjon 10, periode 1	48

1. Innledning

Store deler av vassdragene i Norge er i større eller mindre grad påvirket av sedimenter avsatt da isen trakk seg tilbake etter siste istid, og havet fulgte etter (Bogen 2006). Disse massive marine avsetningene består av leirpartikler med svært liten partikkelstørrelse og høy spesifikk overflate (Eriksen et al. 2015). Dette er egenskaper som gjør at salter har god mulighet til å adsorbere til partiklene (Eriksen et al. 2015), og på grunn av størrelsen vil partiklene igjen ha lett for å bli fraktet med vann (Robert 2014). I tillegg til disse egenskapene inneholder også marin leire fosforforbindelser som vil følge partikkeltransporten i nedbørsfeltet (Eriksen et al. 2015). Marine avsetninger vil derfor ha stor innvirkning på berørte vassdrag, noe som kan gi ulike problemer, for eksempel i form av eutrofiering og tilslamming (Eriksen et al. 2015). Områder med leirjord opplever gjerne intensivt jordbruk, noe som ofte får skylden for høy partikkeltransport og dårlig vannkvalitet i nærliggende vassdrag. Det er derfor viktig å kartlegge naturtilstanden i et upåvirka leirvassdrag, noe Norsk Institutt for Bioøkonomi (NIBIO) har jobbet med i over flere år, nettopp i Lund-feltet. Det er ikke dermed sagt at Lund-feltet er uberørt av mennesker, men det er et fravær av jordbruksområder i nedbørsfeltet som ikke finnes andre steder på Østlandet, ifølge NIBIO. I tillegg til menneskelig påvirkning er det flere andre forhold som påvirker vannets kjemiske sammensetning, blant dem er det særlig nedbør som har innvirkning på vannkvaliteten. Det er observert at så mye som 20-90% av partikkeltransporten i et vassdrag kan skje under episoder som kun varer 1-5% av tiden (Robert 2014). Dette er viktig å understreke, særlig med tanke på overvåking av vannkvaliteten i vassdrag.

Det pågår en omfattende overvåking av vassdragene rundt Øyeren i regi av Akershus fylkeskommune. Dette er et prosjekt som overvåker vannkvaliteten i Øyerens tilførselsbekker månedlig, året rundt. Hoveddelen av overvåkingen skjer under perioder med såkalt «base flow», og det forsøkes normalt å unngå prøvetaking under nedbørsepisoder slik at kun en liten del av vannprøvene blir tatt under episoder med forhøyet vannføring. For å vite om denne prøvetakingen gir et representativt innblikk i situasjonen er det essensielt med forståelse om hva nedbørsepisodene bidrar med i form av stofftransport. Kunnskap om hvordan den kjemiske sammensetningen i vannet endrer seg nedover vassdraget og over tid under en nedbørsepisode er også ytterst viktig med tanke på prøvetaking under forhøyet vannføring.

Fra skogsområdene øverst i Nordre-Lund bekken er det forventet å finne høye konsentrasjoner med total organisk karbon (TOC) (vanLoon & Duffy 2011), høyt fargetall, svært lavt partikkelinnhold og lav pH (Økland & Økland 2006). Forventningene her er basert på at avrenning fra skog og myrområdet vil bidra med høyt innhold av humøse stoffer som påvirker elvevannet deretter. Stasjon 10 vil hovedsakelig være stasjonen som registrerer avrenningen fra skogsområdet. Det forventes at skogsområdene i Nordre Lund feltet vil bidra med betydelig mindre nitrogenforbindelser til elva enn åpne områder (Alvarez-Cobelas et al. 2008). Rett nedstrøms for stasjon 10 ligger marin grense (MG) og vannet vil bli mer og mer påvirket av de marine avsetningene, både fra nedbørsfeltet og ved transport innad i elvekanalen (Robert 2014). Dette vannet som er påvirket av leire men hvor effektene av skogsavrenningen fortsatt er tydelige er det stasjon 7 som vil registrere. Her er det forventet å finne noe høyere pH (Økland & Økland 2006), og betydelig mer partikkeltransport. Enda lenger ned i vassdraget vil innholdet av leirpartikler, og tilhørende parametere som blant annet nitrogen, fosfor, alkalitet og turbiditet, mest sannsynlig øke. Stasjon 1 er lokalisert lengst nede

i elva, rett før elvevannet når resipienten, Øyeren, og vil sannsynligvis oppleve mye partikkeltransport og økning i tilhørende parametere, særlig tot-P (Eriksen et al. 2015).

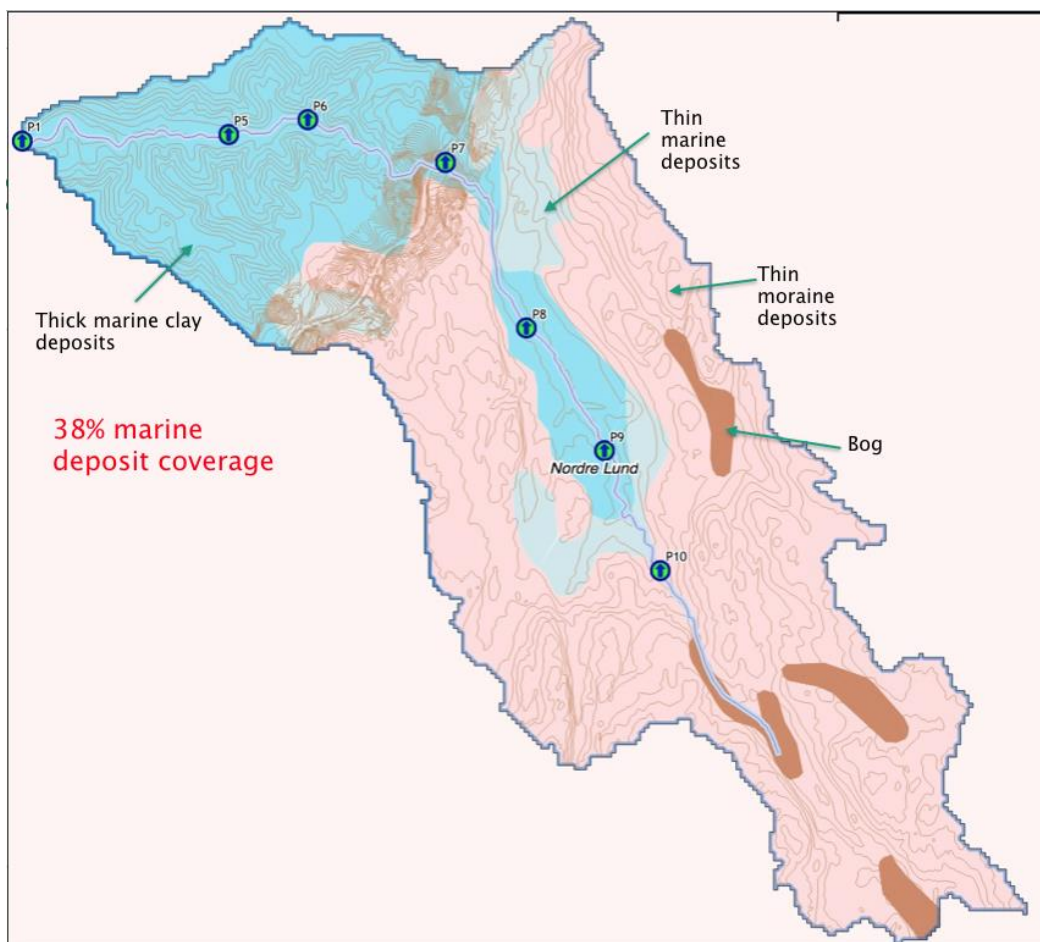
Prøvetaking i Nordre Lund feltet ble tatt under ulike forhold, hvor runde 1 var preget av store nedbørsmengder i form av regn, og frosset bakke med snødekke. På bakgrunn av forholdene under runde 1 var det forventet noe begrenset partikkeltransport og redusert tilførsel av humøse stoffer grunnet frossen bakke og økt overflateavrenning i nedbørsfeltet (Wetzel 2001). Snøsmelting vil kunne bidra til forhøyede nitrogenverdier (vanLoon & Duffy 2011), lavere pH (Wetzel 2001) og lavere konduktivitet (Økland & Økland 2006). Nedbør kan på en annen side føre til en fortynningseffekt når det gjelder løste salter i elvevannet og konduktiviteten vil da synke (Økland & Økland 2006). Under runde 2 var det kun snøsmelting som bidro til forhøyning av vannføringen, og vannprøvene forventes å ha lavt partikkelinnhold i tillegg til avtagende pH og konduktivitet, og økende tilførsel av nitrogenforbindelser (NO₃-N og NH₄-N) som nevnt over. Runde 3 fant sted i begynnelsen av vekstsesongen og det var forventet å observere mye partikkeltransport (Eriksen et al. 2015). Næringsstoffer som ammonium og fosfat kan i stor del bli tatt opp av vegetasjonen og det kan derfor forventes lavere konsentrasjoner av disse under vekstsesongen (Pärn et al. 2012). Grunnet forhøyet kontakttid mellom organisk materiale og vann kan det også forventes betydelig mer påvirkning fra organisk materiale under runde 3 (Økland & Økland 2006).

Under episodene med forhøyet vannføring er det forventet store endringer i vannets kjemiske sammensetning over tid med endringene i vannføring. Enkelte parametere som turbiditet, tot-P og tot-N antas å korrelere positivt med hverandre og vannføringen (Kjellberg 2002), mens konduktiviteten mest sannsynlig vil oppleve en fortynningseffekt og korrelere negativt med vannføringen (Kjellberg 2002). pH forventes å være lavere under episodene med snøsmelting (Kjellberg 2002), og kan korrelere med nitrogenforbindelser da disse kan virke forsurende på et vassdrag (Økland & Økland 2006).

Denne oppgaven vil fokusere på den kjemiske sammensetningen av elvevannet i Nordre Lund bekken før, under og etter episoder med forhøyet vannføring, og prosessene i nedbørsfeltet ansvarlige for disse endringene.

2. Områdebeskrivelse

Lund-feltet ligger på Øyerens østside og består av to nedbørsfelt, hvor det nordre er av størst interesse da det går fra et uberørt skogsområde med myrer over marin grense til et område med tykke marine havavsetninger under marin grense. Nordre Lund er et nedbørsfelt på 2,08 km² som består av marine avsetninger, myr og bart fjell stedvis dekket av et tynt lag morenemateriale. Figur 2.1 viser et løsmassekart over Nordre Lund feltet og stasjonenes lokasjoner. Prøvetakingen under runde 1 skjedd ved stasjon 1, 7 og 10, mens under de andre rundene var det bare stasjon 1 og 10 som ble brukt. Figur 2.1 viser også at elvas kildeområde er et myrområde like over stasjon 10 og at stasjon 1 ligger helt nederst i nedbørsfeltet. Veien som er lokalisert like ved stasjon 7 er relativt tungt trafikkert og kan bidra med ulike stoffer som blant annet veisalt, fosfor- og nitrogenforbindelser og partikler til nedbørsfeltet (Kjellberg 2002; Vegdirektoratet 2004). I forbindelse med veisikringen har ravinen også blitt delvis fylt igjen, og elva lagt i veikulvert. Det er også en del grusveier og gårdstun i nedbørsfeltet som også kan bidra med partikler til vannforekomster i nedbørsfeltet (Kjellberg 2002).

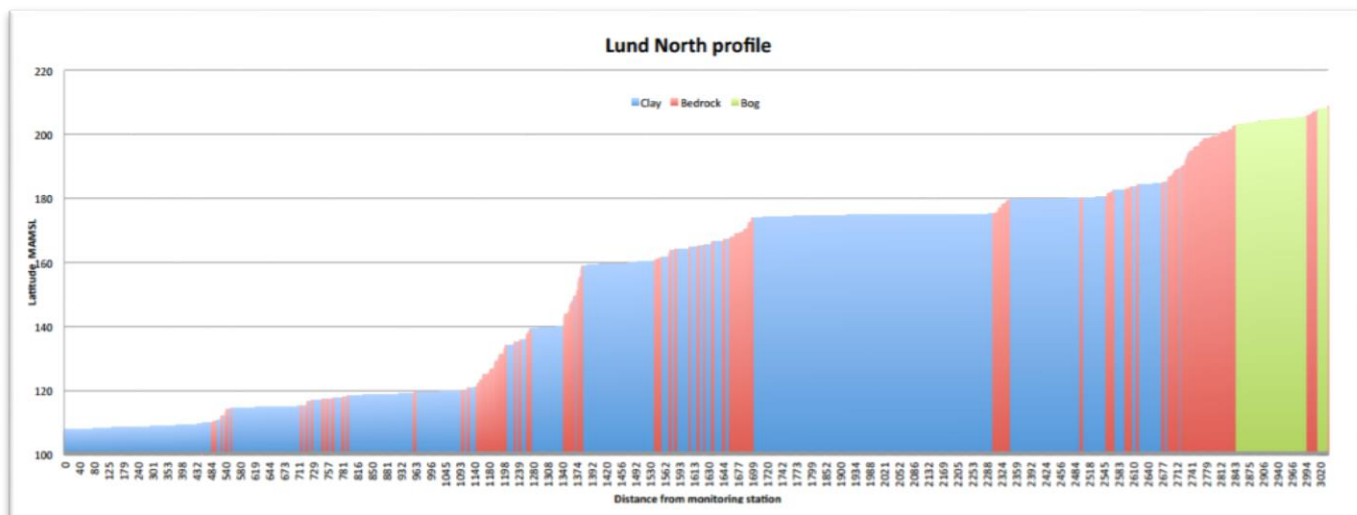


Figur 2.1 Løsmassekart over Nordre lund feltet med stasjoner. Gjengitt med tillatelse fra Håkon Borch (NIBIO)

NIBIO har hatt et løpende forskningsprosjekt i Lund-feltet over flere år hvor de har overvåket blant annet vannføring, konduktivitet, pH og turbiditet. Prosjektet til NIBIO har som formål å kartlegge tilstanden i et leirpåvirket vassdrag som ikke er påvirket av intensivt jordbruk. Lund feltet er ifølge NIBIO det minst jordbrukspåvirkede leirvassdraget på hele Østlandet, med kun et mindre jordbruksområde rett under marin grense. For å sikre så lite jordbrukspåvirkning som mulig har NIBIO årlig betalt bonden for å avstå fra gjødsling og høstpløying. De siste årene har dette jordbruksområdet heller ikke blitt slått.

Det er noe bebyggelse i nedbørsfeltet, blant annet er det et hyttefelt som også inneholder flere helårsboliger som ligger like under marin grense. Det er ingen husstander som kan påvirke vannkvaliteten over marin grense, men lenger nedover i nedbørsfeltet ligger det enkelte gårder hvor noen av dem har sau og hest. Det er ingen boliger i nedbørsfeltet som er koblet til kommunalt avløpsnett. Noen av hyttene har utedoer, mens resten benytter seg av septiktanker. Flere av husene og hyttene i nedbørsfeltet er i dårlig forfatning, noe som også kan gi en indikasjon på tilstanden til avløpsløsningene. Dårlig vedlikehold av separate avløpsanlegg er ofte kilder til forurensning ved utslipp av blant annet næringsstoffer og organisk materiale (Kjellberg 2002).

Området rundt Nordre Lund bekken består hovedsakelig av bratte raviner med blandingskog i buffersonene langs elva under MG. Over MG er det skogsområder med barskog, noe blandingskog, fjell i dagen samt myrområder. Ravineringsprosessen i selve elveløpet har flere steder nådd ned til grunnfjellet og dermed stagnert, noe som danner den stegvise formasjonen på elveprofilen (Figur 2.2). Profilen av Nordre-Lund bekken viser tydelig at elva renner fra myrområder (grønn), over grunnfjellet (rød) og ned til områdene med marine avsetninger (blå). Elveløpets gradient ser også ut til å være størst relativt langt nedstrøms i elva, før den flater ut like før elva når resipienten.



Figur 2.2 Profil av Nordre-Lund bekken. Gjengitt med tillatelse av Håkon Borch (NIBIO)

Tverrsnitt av Nordre Lund bekken vil vise at elveravinen i hovedsak er i likevekt, noe som vil si at det er en elveslette i bunn av ravinen. Dette gjør at ravinen får en U-form heller enn en V-form. V-formede raviner opplever ofte leirskred og vil derfor tilføre svært store mengder med partikler til elva (Bogen 2006).

3. Teori- Parametere og prosesser i nedbørsfeltet

pH

pH sier noe om aktiviteten til H^+ ioner i vannet, og dermed vannets surhetsgrad (Økland & Økland 2006). Dette er av viktighet for blant annet løseligheten av næringsstoffer og tungmetaller (Økland & Økland 2006). Organisk materiale er en naturlig kilde til lav pH i elver og vann, men pH kan også bli påvirket av atmosfæriske avsetninger, særlig i form av sur nedbør (Økland & Økland 2006). pH kan også påvirkes av kalkrike marine avsetninger (Økland & Økland 2006), hvor tilstedeværelsen av kalk i sediment eller grunnfjell kan øke pH. Regn som ikke er påvirket av forurensing har gjerne pH på rundt 5,7 (vanLoon & Duffy 2011).

Turbiditet

Turbiditet er et mål på lysspredningen i en vannprøve grunnet suspenderte partikler (Økland & Økland 2006). Det er ofte uorganiske partikler, for eksempel leirpartikler, erodert fra nedbørsfeltet som bidrar til høy turbiditet (Wetzel 2001). Partikkeltransport i vassdragene er et naturlig fenomen som forsterkes av menneskelig aktivitet, som blant annet avskoging (Økland & Økland 2006). Partikkeltransport i leirelver kan ligge på mellom 150 og 3500 tonn per km^2 nedbørsfelt, mens fra skogsområder uten leirsedimenter ligger transporten av suspendert stoff gjerne på mellom 2-5 tonn per km^2 per år (Økland & Økland 2006). Partikkeltransport kan også forekomme innad i elva, gjerne som et resultat av enten masseutglidning eller breddeerosjon (Robert 2014). I en elv kan partikler transporteres langs med bunnen, i suspensjon eller ved en blanding av disse to (Robert 2014).

Under en episode med forhøyet vannstand vil partikkeltransporten øke (Kjellberg 2002). Avhengig av tid og natur til foregående episoder vil det kunne ligge sedimenter klar på elvebredden som så raskt kan bli ført med av vannet så fort vannføringen øker (Robert 2014). Økning i vannføring kan også føre til at mindre partikler som har blitt avsatt i elveløpet under lav vannføring blir suspendert (Robert 2014). Partikkeltransporten avhenger derfor i stor grad av karakteristikken til forrige nedbørsepisode og tid siden denne (Robert 2014).

Alkalitet

Alkaliteten eller bufferkapasiteten er et mål på mengden med syre som kan tilsettes før vannprøvens pH blir 4,5 og vil ofte øke når mengden karbonater og bikarbonater i vannet øker (Wetzel 2001; Økland & Økland 2006). Særlig berggrunn og sedimenter i nedbørsfeltet kan påvirke alkaliteten (Økland & Økland 2006). Bergarter dannet i kambrosilur, som blant annet kalkstein forvitrer lett og vil øke alkaliteten i påvirkede vassdrag ved å bidra med mye karbonater til vannet (Økland & Økland 2006). Også marine avsetninger kan bidra til forhøyet bufferkapasitet i et vassdrag da disse sedimentene ofte inneholder kalk fra sedimenterte sjødyr med kalkskjell (Økland & Økland 2006).

Konduktivitet

Vannets ledningsevne eller konduktivitet sier noe om konsentrasjonen av løste salter og påvirkes særlig av temperatur (Wetzel 2001; Økland & Økland 2006). Konduktiviteten kan også påvirkes av H^+ ioner i vann med svært lav pH (Økland & Økland 2006).

Saltinnholdet kan si noe om vassdragets tilførsel av grunnvann da grunnvann vil ha høyere konduktivitet grunnet forhøyet kontakttid med berggrunn/løsmasser (Økland & Økland 2006).

Marine avsetninger kan føre til høyere konduktivitet da denne leiren kan inneholde store mengder kalk og salt (NaCl). (Økland & Økland 2006). Også nitrat, sulfat og ammonium er anioner som kan bidra til høyere konduktivitet og kan tilføres nedbørsfelt gjennom våt- og tørravsetninger (Økland & Økland 2006).

Langsom avrenning kan resultere i høyere tilførsel av salter til bekker/elver grunnet vannets forlengede kontaktid med jordsmonnet (Økland & Økland 2006).

Farge

Fargen er ofte et resultat av mengden løste organiske stoffer i vannet som gir en gulbrun farge (Wetzel 2001), men kan i naturen også være et produkt av erosjon i nedbørsfeltet som gir høy turbiditet og dermed gir vannet en blakka farge (Økland & Økland 2006). Ved laboratoriebestemmelser av farge vil derimot vannprøvene filtreres og turbiditeten vil ha lite å si. Fargen korrelerer ofte positivt med TOC, med andre ord vil vannet få høyere fargetall ved økt TOC innhold (Økland & Økland 2006). Farge og TOC korrelerer ikke nødvendigvis alltid, avhengig av det organiske materiale (Hongve et al. 2004; Riise et al. 2000), tilstedeværelsen av jern- og aluminiumforbindelser (Økland & Økland 2006) og pH. Hvis pH er under 5 vil vannet kunne bli klarere selv om innholdet av TOC ikke endres (Økland & Økland 2006). Jern- og aluminiumforbindelser kan virke som fellingmidler for blant annet organiske partikler i vann slik at disse danner fnokker, sedimenteres og gir vannet lavere fargetall (Økland & Økland 2006). Enkelte typer av løst organisk karbon er såkalt «fargeløst» (Hongve et al. 2004) og vil derfor ikke bidra til betydelig forhøyning av vannfargen til tross for høyere konsentrasjoner av TOC. Spesifikk farge er et mål på fargeinnholdet per mg karbon per liter, altså mgPt/mgC/l og kan vise sammenhengen mellom organisk materiale og farge i vann.

TOC

TOC står for total organisk karbon og kommer hovedsakelig fra nedbrutt organisk materiale, både løste stoffer og partikler (Økland & Økland 2006). TOC er følsom for klimaendringer da lenger vekstperioder og høyere temperaturer vil gi mer produksjon av organisk materiale (Økland & Økland 2006). TOC kan komme fra både alloktone og autoktone tilførsler (Dodds & Smith 2016; Økland & Økland 2006).

Som nevnt over er tilstedeværelsen av organisk karbon i vann ofte ansvarlig for å gi vannet en klassisk gul/brun farge som igjen gir høye fargetall ved analyser (Hongve et al. 2004).

Tot-N

Tot-N er et mål på den totale mengden av ulike nitrogenforbindelser i vannet. Nitrogen kan finnes i vann som både N₂ gass, samt løst ammonium (NH₄⁺), nitrat (NO₃⁻) og nitritt (NO₂⁻). Nitrogen som kommer fra atmosfæren kommer i form av nitrogengass, ammoniakk og NO_x (Wetzel 2001; Økland & Økland 2006). Nitrogen kan også komme fra nedbørsfeltet, da svært ofte på grunn av avrenning fra gjødsle jordbruksområder (Økland & Økland 2006), men det kan også komme tilførsler av nitrogen fra ugjødslede jorder, da ofte i partikulær form (Pärn et al. 2012). Hovedprosessene som fører til nitrogentransport i nedbørsfeltet er utlekking og avrenning, og selve transporten skjer ofte under bakken. Utlekkingen av nitrogen fra jorda vil øke dersom jorda er kunstig drenert, som den ofte er i landbruksområder, mens avrenning hovedsakelig vil forekomme der jordartene er lite permeable (leire, silt) (Pärn et al. 2012). Også nedbørsmengde, temperatur, plantenes vannforbruk og jordas nitrogeninnhold påvirker utlekking av nitrogen (Pärn et al. 2012). Særlig snø har vist seg å bidra med store mengder

nitrogen til elver, mye mer enn regn, og kan bidra med opptil halvparten av den årlige nitrogentilførselen til et vassdrag selv om det er en liten del av nedbøren som faller som snø på et år (Wetzel 2001). Også tørravsetninger inneholder normalt mye mer nitrogen enn regn, opptil 10 ganger mer, og det meste faller som ammonium, men noe kan også falle som nitrat grunnet at ammoniumforbindelser kan oksideres til nitrat før de treffer bakken (Wetzel 2001).

Retensjon av nitrogen i nedbørsfeltet skjer for det meste i myrområder og i buffersonene langs med elva (Pärn et al. 2012). I disse sonene vil oppholdstiden være lang og ulike prosesser kan bidra til retensjon, og til og med fjerning, av nitrogen fra nedbørsfeltet. Våtmarker vil ta opp næringsstoffer under umettede forhold, men kan også fungere som kilde ved mettede forhold (Pärn et al. 2012). Det er særlig 3 prosesser som bidrar til nitrogenretensjon (Pärn et al. 2012; Økland & Økland 2006):

1. Akkumulering av nitrogen i jordsmonnet
2. Planteopptak
3. Denitrifisering

Akkumulering av nitrogen oppnås gjennom sedimentering av partikulært nitrogen og dannelse av organisk materiale (Pärn et al. 2012). Akkumulering av organisk materiale i jordsmonnet er den eneste langvarige lagringsplassen for nitrogen i nedbørsfeltet (Pärn et al. 2012).

Planteopptaket kan variere med blant annet type og fordeling av vegetasjon, høstingsrate og oksygenmengden i jorda (Pärn et al. 2012). Under naturlige forhold, uten høsting, vil planteopptak være et svært kortvarig oppholdssted for næringsstoffer i nedbørsfeltet, men det er likevel en viktig prosess, særlig med tanke på algeoppblomstringer da næringsstoffene blir gjort utilgjengelige i vekstsesongen (Pärn et al. 2012). Denitrifikasjon er en prosess som kan fjerne nitrogen fra nedbørsfeltet ved å omgjøre nitrat og nitritt til N_2 eller N_2O gasser (Pärn et al. 2012). Dette foregår under anaerobiske forhold og utføres av mikroorganismer når de bryter ned organisk stoff (Økland & Økland 2006). Det må også nevnes at våtmarker under mettede forhold kan fungere som kilde til næringsstoffer (Pärn et al. 2012).

Løste nitrogenforbindelser er gjerne dominerende i nedbørsfelt med områder som tilføres gjødsel, mens den partikulære fraksjonen ofte er dominerende i nedbørsfelt med jorder som ikke mottar gjødsel (Pärn et al. 2012). Det er også observert sammenheng mellom nitrogenkonsentrasjoner og partikkeltransport i leirpåvirka vassdrag (Eriksen et al. 2015).

Nitrogen er ofte begrensende for vekst i havet, men det kan også være begrensende for vekst i vassdrag og er derfor en del av vanddirektoratets tilstandsklassifisering for vann. Denne sier at grenseverdien mellom god og moderat tilstand ligger på 0,5-1 mgN/l for leirelver og at naturtilstand ligger mellom 0,2 og 0,6 mgN/l. (Vanddirektivet 2013). Tilstandsklassifiseringen for leirpåvirka vassdrag er svært usikker og avhenger av jordtype og vegetasjon.

NH₄-N og NO₃-N

Sammenlignet med mange andre land inneholder norske vassdrag mindre ioner som ammonium og nitrat på grunn av høye nedbørsmengder som gir en fortykningseffekt i tillegg til at mye av grunnfjellet er motstandsdyktig mot erosjon. Også bratte områder og steder med lite løsmasser vil typisk gi fra seg lite ioner til vann (Økland & Økland 2006).

Ammonium (NH_4^+) er positivt ladet og vil ofte finnes bundet til jordpartikler. Dette gjør at den er mindre utsatt for utlekking og har større erosjonsmotstand enn nitrat.

Ammoniumproduksjon i nedbørsfeltet kommer hovedsakelig fra heterotrofe bakterier som bryter ned organisk materiale (Økland & Økland 2006), men kan også komme fra kloakk og husdyrgjødsel (Eriksen et al. 2015). Hvis det er menneskelig påvirkning som dominerer ammoniumtilførselen til en elv eller innsjø vil ammoniumfraksjonen dominere over nitratfraksjonen som vanligvis er størst (Økland & Økland 2006).

Nitrat (NO_3^-) er, i motsetning til ammonium, negativt ladet og vil ikke binde seg til jordpartikler på samme måte. Dette betyr at nitrat er mer utsatt for utlekking fra jordsmonnet og at den er svært mobil i vann (Pärn et al. 2012). Nitratkonsentrasjonen kan variere mye naturlig, avhengig av tid og rom, men den har en tendens til å øke med økt størrelse på nedbørsfeltet og antropogen aktivitet som jordbruk (Alvarez-Cobelas et al. 2008; Eriksen et al. 2015).

Både nitrat-N og ammonium-N kan tilføres et nedbørsfelt gjennom våtavsetninger som regn og snø (Økland & Økland 2006).

Tot-P

I vannforvaltningen fokuseres det mye på fosforforbindelser da det som oftest er fosfor som er det vekstlimerende næringsstoffet i ferskvann (Økland & Økland 2006). Det vil si at en økning i fosforkonsentrasjon kan føre til mer produksjon av biomasse i elver og innsjøer, og dermed føre til eutrofiering. Det totale fosforinnholdet omfatter både løst og partikulært bundet fosfor (Økland & Økland 2006). Omtrent 95% av fosforet i vann er ikke tilgjengelig for planter og er ofte partikulært bundet (Økland & Økland 2006).

Det finnes mange ulike kilder som kan bidra med fosfor til et vassdrag, både naturlige og antropogene (Withers & Jarvie 2008). Blant naturlige kilder kan det blant annet nevnes forvitring, atmosfæriske avsetninger og breddeerosjon (Withers & Jarvie 2008). Sistnevnte kan være viktig i leirelver hvor leirpartiklene inneholder fosforforbindelser.

Antropogene kilder kan bidra med store mengder fosfor i året, både i løst og partikulær form. Det skilles mellom 3 typer antropogene kilder, nemlig punktutslipp, diffuse kilder og intermediære kilder. Punktutslipp bidrar ofte med kontinuerlig utslipp av konsentrerte, løste fosforforbindelser og er ofte forbundet med avløpsvann, for eksempel utlekking fra septiktanker kan være en viktig kilde til fosforforbindelser (Withers & Jarvie 2008). Diffuse kilder omfatter mer partikulært fosfor enn punktutslipp, ofte fra jordbruk, og vil hovedsakelig bidra med fosforforbindelser under episoder med intens nedbør. Intermediære kilder omfatter blant annet avrenning fra tette overflater som vei og gårdstun (Withers & Jarvie 2008). Marin leire kan også være kilde til fosforforbindelser i vassdrag ettersom leirmineralene er et produkt av forvitring av fosforholdige bergarter (Eriksen et al. 2015). Områder med marin leire kan derfor bidra med store mengder partikulært bundet fosfor til vann.

Retensjon av fosfor kan skje på svært mange ulike måter i nedbørsfeltet, men også innad i elveløpet. Ved særlig høy vannføring vil fosfor kunne bli skylt gjennom elva uten å være tilgjengelig for planteopptak, mens ved lav vannføring, typisk for vår og sommer, kan fosfor holdes tilbake (Withers & Jarvie 2008). Særlig sedimentering vil bidra til retensjon av fosfor i elvas bunnsedimenter hvis fosfor først har bundet seg til partikler i elveløpet. Leire som har svært stor spesifikk overflate vil kunne reagere lett særlig med løst fosfor (Eriksen et al. 2015). Kalk, aluminium og jern kan bidra til sedimentering av fosfor i vannet ved adsorpsjon til leirpartikler (Withers & Jarvie 2008). Også avsetning av fosfor på elvebreddene under høy

vannstand vil være en langvarig lagringsplass, men det kan også mobiliseres igjen neste gang vannføringen er høy (Withers & Jarvie 2008).

I elver vil mye fosfor inngå i fosforspiralen som sier noe om hvor lang tid det tar for en fosforforbindelse å gå fra ion til partikkel og tilbake til ion igjen (Withers & Jarvie 2008). Dette kan skje ved flere måter, for eksempel ved at vann renner gjennom bunnsedimentene hvor store mengder fosfor ligger lagret i sedimentene. Når dette vannet renner ut igjen i elva vil det kunne mobilisere fosfor på nytt (Withers & Jarvie 2008). Også lav pH samt lavt oksygeninnhold i elver kan føre til at fosfor mobiliseres på ny (Withers & Jarvie 2008).

Grenseverdiene for tilstandsklassifisering i norske vassdrag sier at en leirelv med 40% leirdekningsgrad naturlig inneholder ca 30 µgP/l og at grensen mellom god og moderat tilstand ligger på 60 µgP/l (Vanndirektivet 2013).

PO₄-P

Av all fosfor i vann er det kun omtrent 5% som er reaktivt, altså som kan tas opp av planter. Dette uorganiske, plantetilgjengelige fosforet kalles ortofosfat (PO₄³⁻) (Økland & Økland 2006). Leirpartikler har svært liten omkrets og svært høyt overflateareal (Eriksen et al. 2015). Dette gjør at løste fosforforbindelser som PO₄-P enkelt kan adsorbere til leirpartiklene (Eriksen et al. 2015).

Meteorologi/klima

Nedbør tilfører vassdragene våtavsetninger i form av løste stoffer og gasser (Økland & Økland 2006). Nedbør kan ha svært ulik sammensetning med tanke på pH og ulike salter (Økland & Økland 2006), og vil ha mulighet til å påvirke vassdragene. Prosesser innad i et nedbørsfelt kan også påvirke regnvannet, avhengig av hvor det faller, med ulike transportveier som avrenning fra overflater, markvann eller grunnvann (Pärn et al. 2012).

I skogsområder vil snø være lagringsplass for organisk materiale som kan frigjøres når snøen smelter (Jeffries 1990; vanLoon & Duffy 2011). Snøen endrer også sammensetning i løpet av vinteren på grunn av flere episoder delvis smelting (vanLoon & Duffy 2011). Det vil si at den siste snøen kan inneholde mindre salter enn snøen som smeltet først. Prosessen som påvirker innholdet av salter i snøen innebærer at snøkrystaller går sammen og danner større partikler ved tining og frysing. Dette innebærer at løste stoffer i snøen sendes ut mot overflaten (vanLoon & Duffy 2011). Særlig nitrat kan det akkumuleres mye av i snø og forhøyede nitratkonsentrasjoner fra snøsmelting kommer gjerne etter at snøen har tint og fryst noen ganger (vanLoon & Duffy 2011).

Østlandet opplever økt avrenning til vassdrag grunnet økt nedbør som et resultat av klimaendringer (Hanssen-Bauer et al. 2009). Det er også forventet at klimaendringene vil gjøre vintrene varmere og våtere (Hanssen-Bauer et al. 2009). Dette gjør at det vil bli hyppigere nedbørsepisoder under perioder med frost i bakken. Selv om bakken kun inneholder et tynt lag frost vil avrenning på jordoverflaten favoriseres (Wetzel 2001)

Det er forventet at vi vil få mer ekstremvær i form av flomepisoder, særlig i vinterhalvåret, ettersom klimaendringer fortsetter å påvirke værmønstrene i Norge (Bogen 2006; Hanssen-Bauer et al. 2009). Avrenningen er forventet å øke med gjennomsnittlig 45% i Norge i vintermånedene og vårfloppen kan flere steder bli forskjøvet til vintermånedene (Hanssen-Bauer et al. 2009). Det er også forventet økt fordamping grunnet høyere temperaturer, og flere steder er det også forventet mindre avrenning i vårmånedene (Hanssen-Bauer et al. 2009).

4. Metode

Feltarbeidet ble gjort ved ulike nedbørs- og smelteepisoder for å bestemme fordelingen av næringsstoffer under episoder med forhøyet vannføring. Vannets kjemiske sammensetning ble undersøkt både under økende og avtagende vannføring.

Vannprøvene under runde 1 ble tatt fra 06.02.2016, 00:05 til 10.02.2016, 11:45. Vannprøver ble tatt med halvannen times mellomrom fra 3 stasjoner med ISCO-prøvetakere: stasjon 1, stasjon 7 og stasjon 10 (figur 2.1).

Under runde 2 ble prøvene tatt 16.03.2016 fra klokka 11:00 til 22:30. Her ble kun stasjon 1 og stasjon 10 benyttet. Vannprøver fra stasjon 1 ble tatt med ISCO-prøvetaker mens prøvene fra stasjon 10 ble tatt manuelt, begge med en halvtimes intervall.

I forbindelse med runde 3 ble det tatt prøver fra stasjon 1 og stasjon 10 hvert tredje kvarter (45 min intervall) fra 20.06.2016, 15:00 til 21.06.2016, 08:15, ved hjelp av ISCO-prøvetakere.

Samtlige av vannprøvene har blitt analysert for totalt nitrogen-innhold (Tot-N), totalt fosfor-innhold (Tot-P), fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$), ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), turbiditet, alkalitet, konduktivitet, pH, farge, nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) og total organisk karbon (TOC).

4.1 Metoder i felt

ISCO

Vannprøver i felt ble nesten utelukkende tatt ved hjelp av ISCO-prøvetakere som ble programmert til å ta vannprøver i gitt intervall. ISCO-prøvetakeren inneholder en karusell med 24 flasker uten kork som fylles opp automatisk. Prøvetakeren settes på en elvebredd før det trekkes en slange fra prøvetakeren og ned i elva. Denne slangen må så festes etter beste evne, gjerne med stein på bunnen eller med tau slik at den ikke suger inn bunnmateriale.

Manuell prøvetaking

Ved stasjon 10 ble det på runde 2 tatt vannprøver manuelt over 7 timer ved hjelp av vannprøvetaker. Prøvetakeren er en stang med plastikkbeholder i enden som skylles 3 ganger før bruk. Flaskene ble også skylt 3 ganger før prøvetaking.

Vannføring

Vannføringen ble målt ved hjelp av en sensor på stasjon 1. Manglende data har blitt beregnet ved hjelp av vannføringsdata fra Søndre Lund bekken. Enkelte vannføringsmålinger viste negativt resultat og har blitt satt til «default» på 0,005 l/s.

4.2 Metoder på laboratoriet

Filtrerte prøver ble brukt til farge-, ammonium- og fosfat-analyser. Til blank benyttes deionisert vann. Alle laboratorieanalyser utføres etter gjeldende norsk standard (Tabell 4.2.1).

Tabell 4.2.2 viser standardene som ble brukt til å utføre de ulike analysene samt deteksjonsgrensa for relevante parametere.

<i>Parameter</i>	<i>Standard</i>	<i>Deteksjonsgrense</i>
<i>pH</i>	NS 10523 (2012)	
<i>Turbiditet</i>	NS 7027-1 (2016)	±0,2 FNU
<i>Alkalitet</i>	NS 9963-1 (1995)	
<i>Konduktivitet</i>	NS 7888 (1985)	
<i>Farge</i>	NS 7887 (2011)	
<i>TOC</i>	NS 1484 (1997)	
<i>NH₄-N</i>	NS 11732 (2005)	0,002 mg/l
<i>NO₃-N</i>	NS 13395 (1996)	0,004 mg/l
<i>Tot-N</i>	NS 4743 (1993)	
<i>Tot-P</i>	NS 6878 (2004)	2 µg/l
<i>PO₄-P</i>	NS 6878 (2004)	1 µg/l

pH

pH måles på laboratoriet ved hjelp av et pH-meter (Norsk Standard 2012). pH-meteret består av en glasselektrode som settes direkte i et begerglass med den aktuelle vannprøven. Glasselektroden er svært følsom og skal ikke tørke ut, og må også kalibreres før hver prøvetaking.

Turbiditet

Turbiditeten er et mål på mengden lysabsorberende oppløste stoffer og uoppløste partikler som fører til lysspredning i en vannprøve (Norsk standard 2016). Vannprøvenes turbiditet bestemmes ved bruk av et turbidimeter hvor lys sendes gjennom ufiltrerte vannprøver. Vannprøvene må ristes før analyse, men dannelse av luftbobler i prøven skal unngås så langt det er mulig da det kan gi utslag ved analyse.

Alkalitet

Alkaliniteten måles ved å titrere 50ml ufiltrert vannprøve med syre slik at pH blir 4,5 (Norsk Standard 1995). Mengden syre som må tilsettes for å få pH til å bli 4,5 er et mål på vannprøvens kapasitet til å nøytralisere syre. Vannprøvene skal helst være romtempererte og må ristes nøye før de helles i et begerglass. I begerglasset må det ligge en magnet som roterer

når den blir satt på en magnetisk skive slik at vannprøven er under kontinuerlig omrøring mens titreringen foregår. Titreringen skjer via en dosimat 365 som doserer ut små mengder syre av gangen. Dioden som måler pH blir skylt av etter hver måling, mens begerglasset skylles kun mellom svært ulike vannprøver (mellom hver karusell) da de ionisert vann muligens kan være en større feilkilde under målingene enn bekkevannet fra forrige prøve (Dette diskuteres nærmere i kapittel 5.1.2).

Konduktivitet

Konduktiviteten måles med et feltinstrument som automatisk korrigerer for temperatur. Vannprøvene skal helst være romtempererte da konduktiviteten avhenger av løsnings temperatur og viskositet (Norsk Standard 1985). Til konduktivitet brukes det ufiltrerte prøver og vannprøvene må derfor ristes nøye før analyse. Instrumentet måler ledningsevnen mellom to poler som sier noe om ionekonsentrasjonen i vannprøven. Konduktivitet oppgis i siemens per meter. Referansetemperatur er 25°C.

Farge

Fargeintensiteten til en vannprøve måles ved bruk av et spektrofotometer (Norsk Standard 2011). Fargetallet sier noe om mengden oppløste stoffer i vannet. Vann til måling av vannfarge filtreres for å få bort forstyrrende partikler før det helles i 50 mm kyvetter og måles ved 410 nm.

TOC

Total organisk karbon (TOC) kan være bundet til både oppløst og suspendert organisk stoff og prøvene skal derfor ikke filtreres (Norsk Standard 1997). TOC analysen utføres ved hjelp av et analyseinstrument fra shimadzu.

NH₄-N

Ammoniumanalyse krever filtrerte prøver som tilsettes 0,5 ml salicylat og 0,5 ml hypokloritt (Norsk Standard 2005). Prøvene ristes grundig etter tilsetning av salicylat og etter tilsetning av hypokloritt, og leses av i spektrofotometer 2 til 24 timer etter tilsetning av hypokloritt. Resultatene må så regnes om og korrigeres for blank og standard. Til standard benyttes 0,5 mg/l NH₄-N.

NO₃-N

Nitratanalyser utføres ved hjelp av en ionekromatograf og det benyttes filtrerte prøver (Norsk Standard 1996).

Tot-N

Før analyse av totalt nitrogeninnhold (Tot-N) tilsettes 5 ml kaliumperoksodisulfat til 10 ml prøve før prøvene autoklaveres i 30 min på 121°C (Norsk Standard 1993). Til standard benyttes 1 ppm nitrat-N som er fortynt og til kontroll brukes 0,345 mgN/l cranberry. Reduktor er innebygd i instrumentet.

Tot-P

Ufiltrerte prøver tilsettes kaliumperoksodisulfat-løsning og prøvene autoklaveres i 30 minutter ved 121°C. Deretter skal prøvene avkjøles før de ristes opp for igjen å sedimentere. Når partiklene har sedimentert kan prøver tas ut ved hjelp av en pipette for å unngå å få med

bunnfallet, før det tilsettes askorbinsyre og molybdat (Norsk Standard 2004). Blandingen ristes grundig etter tilsetning av askorbinsyre og etter tilsetning av molybdat. Blandingen skal stå i minimum 10 minutter (maksimum 30 minutter) før den leses av i spektrofotometer. Resultatene må så regnes om og korrigeres for blank og standard. Til standard benyttes det 400 µg/l PO₄-P.

PO₄-P

Filtrerte prøver pipetteres over på fia-rør og tilsettes askorbinsyre og molybdat (Norsk Standard 2004). Prøvene ristes etter tilsetning av askorbinsyre og etter tilsetning av molybdatløsning. Prøvene skal deretter stå i minimum 10 minutter og maksimum 30 minutter før de leses av i et spektrofotometer. Resultatene må så regnes om og korrigeres for blank og standard. Til standard benyttes 400 µg/l PO₄-P

4.3 Feilkilder

Det vil alltid være feilkilder forbundet med felt- og laboratoriearbeid. Enkelte feilkilder vil og gi ingen eller lite utslag på resultatene og kan i beste fall noteres og ignoreres. Andre feilkilder vil kunne gi store utslag på resultatene og burde korrigeres for i den grad dette er mulig.

4.3.1 Feilkilder i Felt

ISCO prøvetakeren er et flott hjelpemiddel i felt når den fungerer som den skal og forholdene ligger til rette. Det er derimot mange feilkilder forbundet med bruk av ISCO prøvetakere. Flaskene som brukes i ISCO prøvetakere kan ikke ha kork på når de står i prøvetakeren, og i dette tilfellet hadde de heller ikke kork på under oppbevaringen før bruk. Det er heller ikke mulig å skylle dem i elvevannet da det er store variasjoner i elvevannet under episoder med forhøyet vannstand. Flasker som har stått uten kork lenge kan være kilde til små uregelmessigheter i resultatene, særlig der konsentrasjonene er lave. Etter periode 1 ble samtlige av flaskene vasket grundig og dekket til i påvente av neste prøveperiode.

Ved stasjon 10 var det gode bunnforhold for bruk av ISCO prøvetakere. Slangen kunne posisjoneres etter ønske og festes med steiner på bunnen. Hovedproblemet her var at vannføringen til tider var svært lav, og under periode 3 måtte prøvetakeren flyttes noe oppstrøms til en liten dam hvor det var høyere vannstand. Under periode 1 var det også problemer med selve ISCO maskinen som ikke klarte mer enn 6 vannprøver før det oppsto feil beskrevet som «fatal error» på prøvetakeren.

Bunnforholdene på stasjon 7 favoriserte ikke prøvetaking med ISCO. På grunn av mye suspendert stoff på stasjonen var det ingen sikt og leirbunnen gjorde at det ikke var mulig å feste slangen med steiner som på stasjon 10. Slangen ble derfor bundet til en stein og kastet ut i elva. Det er da godt mulig at slangen ligger i bunnsone med intens partikkeltransport noe som kan gi utslag på partikulært bundet stoff i tillegg til turbiditeten. På grunn av den svært høye vannføringen under periode 1 ble også ISCO prøvetakeren delvis oversvømt rett før maksimum vannføring inntraff. Det gjorde at prøvetakeren tippet og noe vann kom inn i rommet med flasker fra siden. Dette vannet kan også ha kommet inn i et par av flaskene og kan forklare de 2 prøvene som hadde svært høyt partikkelinnhold.

Ved stasjon 1 ble slangen satt i et gammelt jordvannsrør og kom tilstrekkelig langt over bunnsone ved lav vannføring. Ved høy vannføring derimot kan det foregå omfattende partikkeltransport i denne sonen, noe som vil påvirke partikulært stoff i vannprøvene. Ved stasjon 1 var det også utfordringer med innstillingene på ISCO-prøvetakeren under periode 3 hvor det kan se ut som om prøvetakingen begynte på nytt igjen etter å ha tatt en full periode med vannprøver slik at de 2 første prøvene ble blandeprøver tatt både fra starten og slutten av nedbørsepisoden. Dette kan være grunnen til de forhøyede verdiene som ble observert i starten av nedbørsepisoden ved flere av parameterne.

Vannføringen ble hovedsakelig logget av en sensor i Nordre Lund bekken, men da vannføringsdataene herfra ikke var fullstendige, ble det supplert med vannføringsdata fra Søndre Lund bekken. Vannføringsdata fra Nordre Lund ble da beregnet ut fra en kurve basert på sammenhengen mellom vannføringen i Nordre og Søndre lund. Enkelte steder var det også registrert negativ vannføring og i disse tilfellene ble vannføringen endret til default på 0,005 l/s. Tidspunktene for prøvetakingen og logging av vannføring var ikke alltid sammenfallende og under periode 1 ble vannføringsdata logget 4 minutter etter prøvetakingen fant sted. Prøvetakingen ved stasjon 1 under periode 1 ble satt til hver andre time fra og med 08.02.16 klokka 13:45. Her ble prøvene tatt kvart på annenhver time, mens vannføringen ble logget hver hele og halve time. Det ble da tatt et gjennomsnitt av de nærmeste vannføringsdataene for å få mest mulig korrekt vannføring. Under periode 2 sammenfalt tidspunktene for prøvetaking og logging av vannføring og ingen justeringer av vannføringen ble foretatt. Under periode 3 ble vannføringen logget 00:09, 00:24, 00:39, 00:54 og så videre mens vannprøvene ble tatt 00:00, 00:45, 01:30, 02:15 og så videre. Også her ble det tatt et gjennomsnitt av de to nærmeste vannføringsdataene.

4.3.2 Feilkilder på laboratoriet

På laboratoriet kan det forekomme en rekke ulike feilkilder avhengig av metoder og analyseapparater. Det er mange som benytter seg av måleinstrumentene på laboratoriet og det er ikke mulig å garantere at instrumentene alltid blir brukt riktig. Ved filtrering av prøver vil partiklene fjernes, men det kan også gi opphav til andre utfordringer. Blant annet luftbobler kan føre til oksidasjonsprosesser som involverer mangan og jern. Det er også mulighet for svært små partikler, slik som leirpartikler, å følge med videre til den filtrerte prøven. Filtringen av prøver fra stasjon 1 og 7 var ofte svært krevende og det ble utøvet mer kraft på filteret enn hva som er anbefalt. Det ble derfor bestemt at de mest partikkelrike prøvene skulle sentrifugeres før filtrering for å få begrenset partikkelflyten til filteret. Dette hadde en umiddelbar god virkning og prøvene fra stasjon 7 ble sentrifugert på 3000 omdreininger i minuttet i 10 minutter, mens prøvene fra stasjon 1 ble alle sentrifugert på 4000 omdreininger i 10 minuttet før filtrering. Også prøvene fra stasjon 1, periode 2 ble sentrifugert på 3000 o/m i 10 minutter. Prøvene fra periode 3 ble ikke sentrifugert da det kun var enkelte prøver som var utfordrende å filtrere.

Turbidimeteret er sårbart for kalibreringsfeil i tillegg til at lave konsentrasjoner er vanskelige å måle nøyaktig. Det vil si at det var mange av resultatene fra stasjon 10 som var for lave til å måle nøyaktig, og vil derfor kunne gi urealistiske svingninger i turbiditetsmålingene. Det er også enkelte unøyaktigheter ved å måle svært høy turbiditet, delvis, over 1000 FNU. Da vil NTU være mer nøyaktig. Under turbiditetsmålingene kan større partikler sedimentere og vil gi stadig lavere turbiditet, andre ganger kan det være luftbobler som forvirrer måleinstrumentet.

Instrumentet som måler pH består av en diode som puttes ned i vannprøven, som forklart i teoridelen. Denne dioden er svært følsom og skal aldri stå tørt, men det hender likevel at den står tørt over lengre perioder.

Under målingene av NH₄-N fra periode 1 dukket det opp en barnål i en filtrert prøve som ga enormt utslag i ammoniumkonsentrasjonen i det berørte fia-røret. Denne vannprøven ble derfor fjernet fra resultatene.

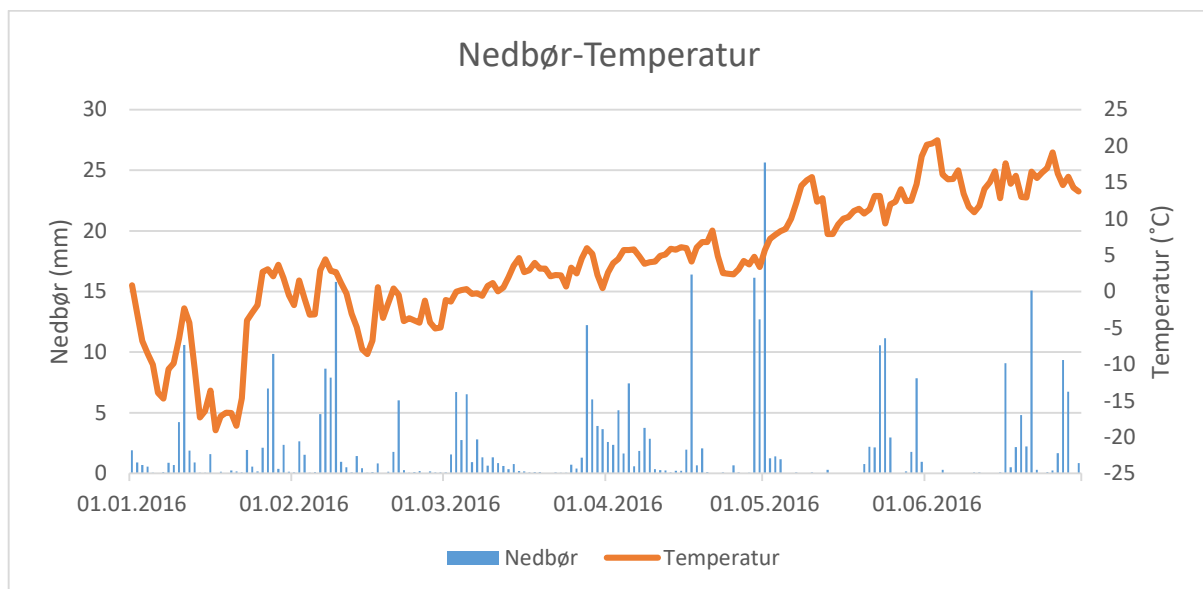
Ved stasjon 7 kommer det en stor topp i nitrogenkonsentrasjonen rett før maksimal vannføring inntreffer under periode 1. etter denne toppen faller konsentrasjonen i løpet av halvannen time fra 2,6 mg/l til 0,13 mg/l for så å gå opp til 1,6 mg/l halvannen time senere. Det må derfor settes spørsmål til om prøven som viser 0,13 mg/l er korrekt eller ikke. Denne prøven sammenfaller med det som ellers har vært den desidert høyeste prøven med tanke på partikler og analyseresultatet virker derfor usannsynlig og ble tatt ut. En mulig forklaring på den lave prøven kan være at analyseapparatet ikke klarte å måle de svært høye verdiene. En annen mulighet er at den foregående høye prøven har ført til feil i analyseapparatet slik at neste prøve har blitt registrert som usannsynlig lav. Dette skjedde også under analyse av turbiditet hvor prøven etter den høyeste prøven ble svært lav. Denne feilen ble oppdaget og nye analyser ble tatt uten den høye prøven som ble tatt ut da den ikke var mulig å analysere i FNU. Også for TOC ble en usannsynlig lav prøve tatt ut der det ellers er vist en topp i blant annet partikkelkonsentrasjon. Prøvene som er tatt ut er alle fra stasjon 7, periode 1 07.02.2016 klokka 12:05.

5. Resultat

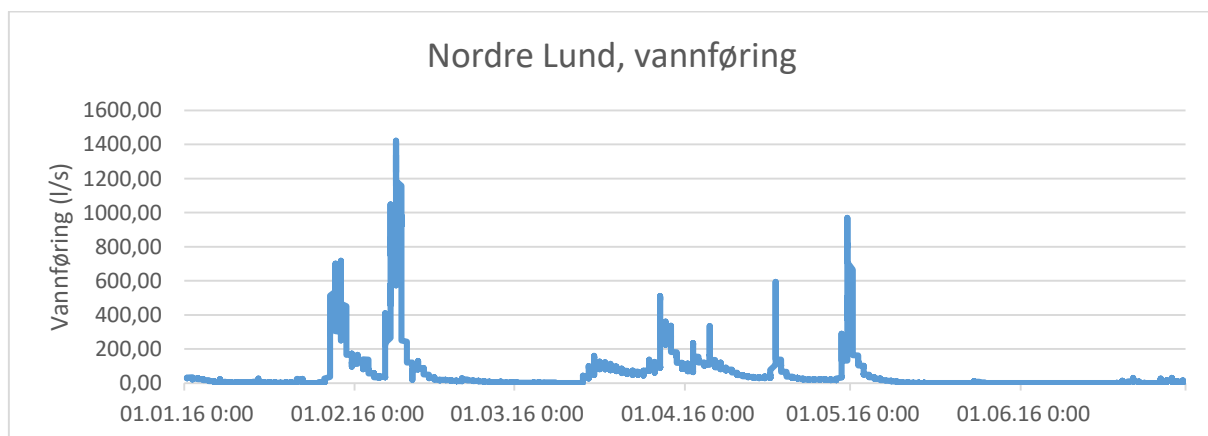
5.1 Meteorologi og hydrologi

Området rundt Øyeren og Lund-feltet er preget av store lokale variasjoner i værforhold og værstasjonene har stor geografisk spredning. Figur 5.1.1 viser temperatur og nedbør fra de nærmeste værstasjonene, med unntak fra Askim som har svært mangelfulle data for perioden. Værstasjonen i Enebakk fører kun nedbørmålinger.

Vannføringen fra Nordre-Lund bekken (Figur 5.1.2) ser ut til å følge nedbørsdata fra de fleste værstasjonene relativt godt.



Figur 5.1.1 Gjennomsnittsverdier for temperaturer og nedbør fra nærliggende stasjoner. Nedbør er beregnet ut fra målinger gjort ved stasjonene Ås, Askim, Årnes, Gardermoen, Ukkestad, Skedsmo-Hellerud, Enebakk-Barbøl og Aurskog. Temperatur er beregnet ut fra målinger gjort ved stasjonene Ås, Askim, Minnesund, Årnes, Gardermoen, Skedsmo-Hellerud, Kjeller og Aurskog.

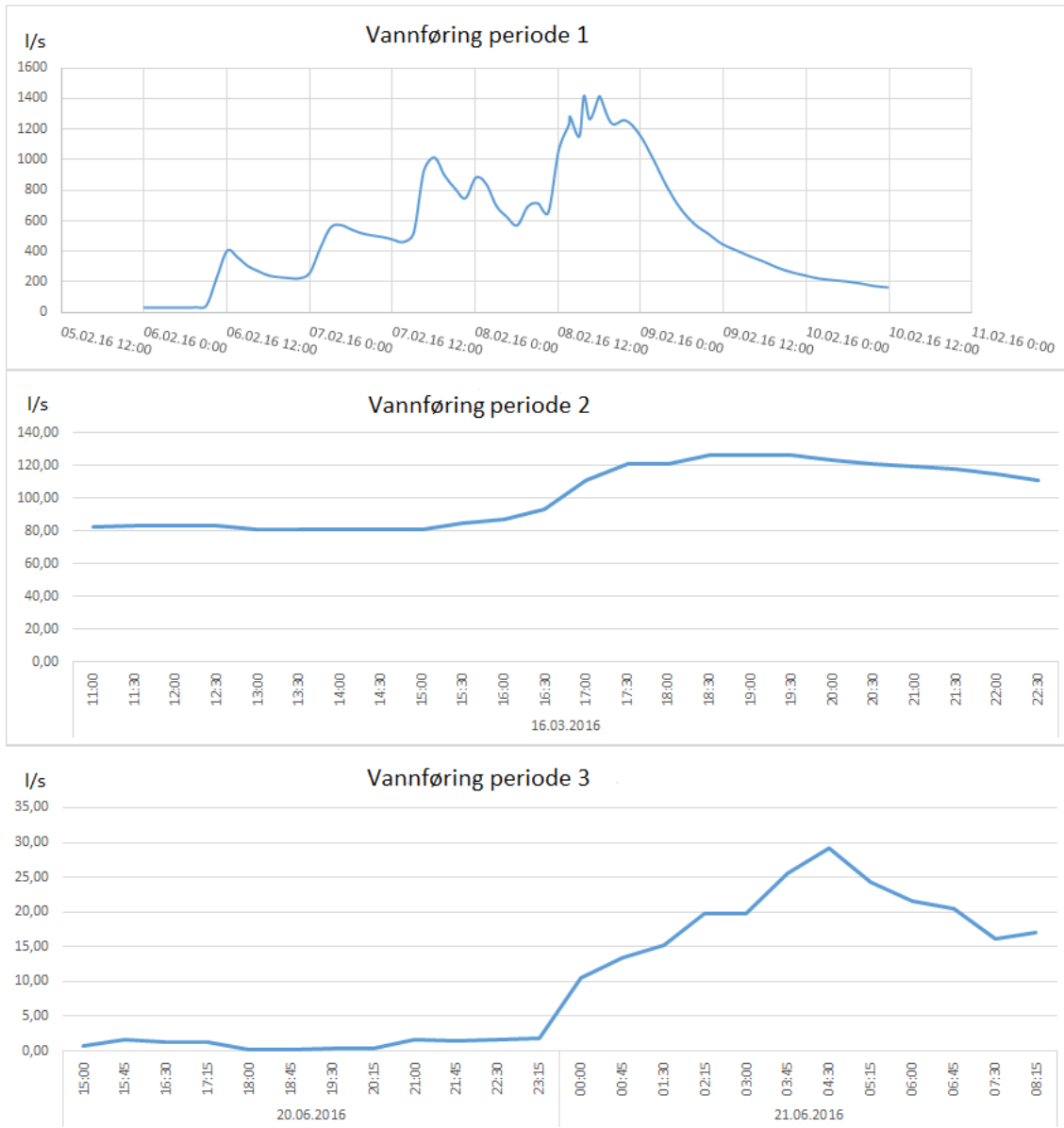


Figur 5.1.2 Vannføring (l/s) i Nordre-Lund bekken ved stasjon 1.

Vannføringen vist i figur 5.1.3 er kun logget ved stasjon 1, hvor det også var størst respons på nedbørs- og snøsmeltningsepisodene. Det er stor forskjell på vannføringen under de ulike

periodene. Periode 1 hadde vannføring på opptil 1400 l/s, mens periode 3 kun opplevde vannføring på under 30 l/s. Under periode 2 var det ingen markant topp i vannføringen, mens det under periode 1 var mange topper.

Vannføringen var på rundt 35 l/s i begynnelsen av periode 1 ifølge nedbørs- og temperaturmålingene. Under periode 2 lå vannføringen på omtrent 80 l/s da den første vannprøven ble tatt. Vannføringen før periode 3 lå på under 1 liter i sekundet.



Figur 5.1.3 Vannføring under periode 1-3 ved stasjon 1 i Nordre Lund bekken.

Under periode 1 var det et innslag av mild og fuktig maritim luftmasse som gjorde at det falt regn over et stort område med mindre lokale variasjoner. Dette regnet gjorde også at mye snø smeltet samtidig som våtmarkene hadde nedsatt magasineringsevne på grunn av tele i bakken. Denne nedbørsepisoden fant sted kort tid etter en lang kuldeperiode med temperaturer ned til -20°C. Et gjennomsnitt av nedbørsdataene fra de nærliggende værstasjonene viser at det i snitt falt 44 mm nedbør i løpet av periode 1. På grunn av store nedbørsmengder og temperaturer over frysepunktet gikk frosten delvis i det øverste laget av jordsmonnet siste dagen av

nedbørsepisoden. Vannstanden ved stasjon 10 opplevde en beskjeden økning i løpet av nedbørsepisoden, mens det ved stasjon 1 og 7 var en svært tydelig økning i vannstand under periode 1 (Figur 5.1.4).



Figur 5.1.4 Stasjon 1 05.02.2016 (øverst) og 08.02.2016 (nederst)

Periode 2 var en ren snøsmeltingsperiode hvor temperaturen var avgjørende i motsetning til de andre periodene. Også her var det frost i bakken og snødekke.

Nedbørssystemet som passerte under Periode 3 var kortvarig og mer lokalt enn nedbørssystemet under periode 1. Det var ikke lenger frost i bakken og vekstsesongen hadde akkurat begynt. Vannføringen under periode 3 var svært lav både før og under nedbørsepisoden i forhold til vannføringen under de to andre episodene.

5.2 Avrenning fra Skogsområde

pH & Alkalitet

Analysene av vannprøvene fra både stasjon 1, 7 og 10 viser at pH holder seg relativt stabilt ved samtlige stasjoner gjennom nedbør- og snøsmeltingsepisodene (5.2.1). Små variasjoner i pH kan derimot sees ved hver av stasjonene og kan muligens gi indikasjoner på prosessene som påvirker pH i nedbørsfeltet. Under periode 1 korrelerer pH positivt med vannføringen i starten av nedbørsepisoden, mens det ser ut som om trenden reverseres midtveis i episoden slik at pH blir høyere når vannføringen avtar igjen. Ved stasjon 7 kan det se ut som om pH korrelerer negativt med vannføringen i begynnelsen av episoden, mens den følger toppene i vannføring siste halvdel av episoden. Det er også tydelig at pH øker med avstand nedstrøms, dvs at pH ved stasjon 1 er merkbart høyere enn pH ved stasjon 10, som under periode 1 lå fra 5 til 5,5 (vedlegg A). Også resultatene fra stasjon 10 viser en tendens til synkende pH fra starten til midten av nedbørsepisoden.

Under snøsmeltingsepisoden, periode 2, er variasjonene i pH enda mindre enn under periode 1. Resultatene indikerer vagt at pH synker ettersom vannføringen tiltar og at pH er betydelig høyere ved stasjon 1 enn ved stasjon 10. Endringene i pH under snøsmeltingsepisoden er svært små og går fra 7,05 til 6,8 ved stasjon 1 og fra 5,28 til 5,16 ved stasjon 10.

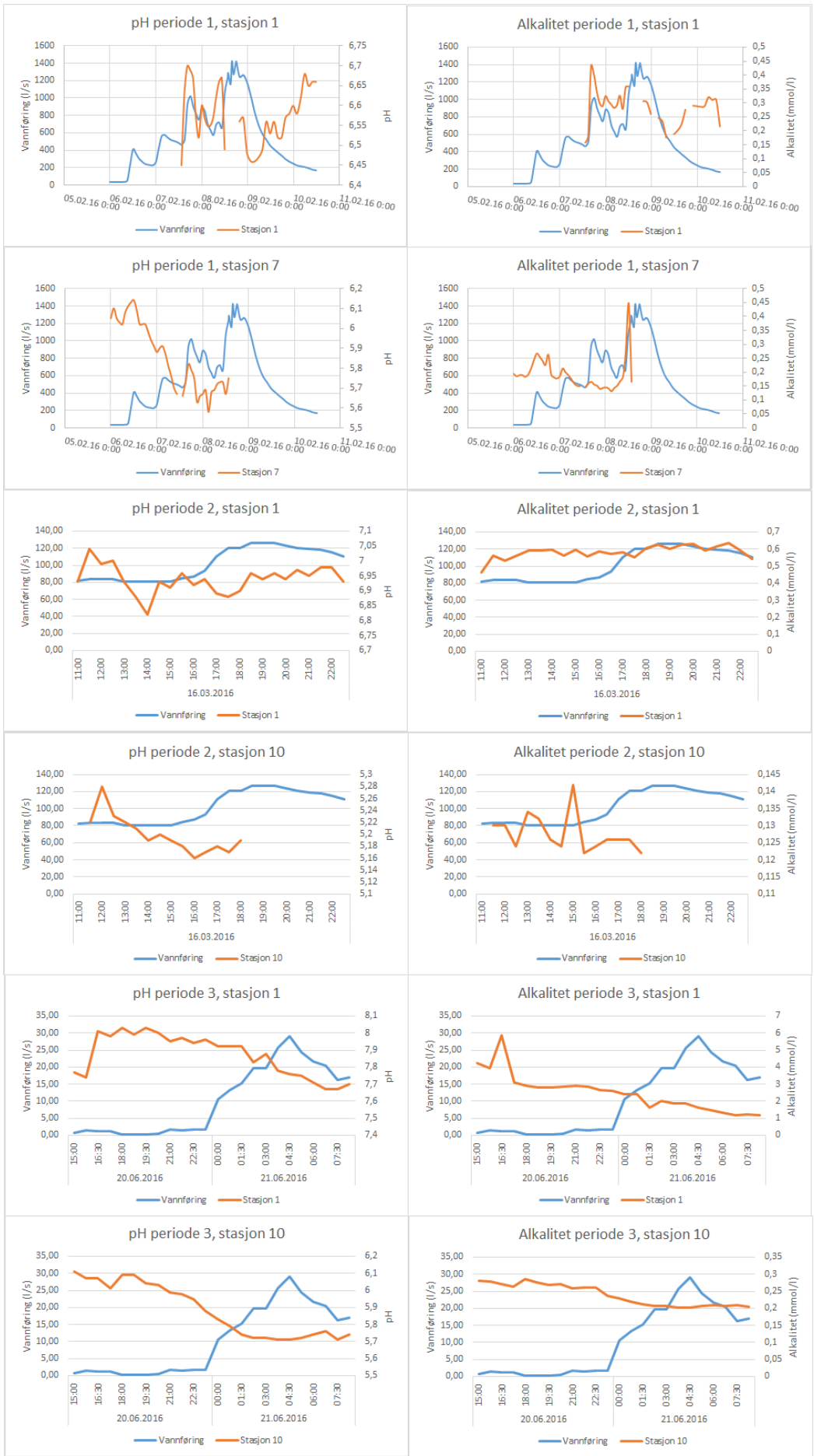
Resultatene fra periode 3 viser at pH øker der vannføringen avtar og omvendt, både ved stasjon 1 og stasjon 10.

I likhet med pH ser det ut som om alkaliteten holder seg relativt stabil under periode 1 og varierer fra ca 0,1 til 0,45 mmol/l ved både stasjon 1 og stasjon 7. Ved stasjon 1 er det tydelig at alkaliteten korrelerer positivt med vannføringen nesten hele episoden, men som med pH ser også alkaliteten ut til å øke når vannføringen avtar. Ved stasjon 7 under periode 1 er det for det meste mindre variasjoner i alkalitet sett bort fra to vannprøver som gir en topp idet vannføringen går mot maksimum. Gyldigheten til disse to vannprøvene vil bli diskutert nærmere senere i oppgaven. Alkaliteten ved stasjon 10 lå under periode 1 mellom 0,08 mmol/l og 0,1 mmol/l (vedlegg A).

Under periode 2 er det svært lav alkalitet ved stasjon 10, fra ca 0,12 mmol/l til 0,14 mmol/l. Også ved stasjon 1 holder alkaliteten seg jevn gjennom hele snøsmeltingsepisoden, selv om den er noe høyere her enn ved stasjon 10.

Under periode 3 er det fortsatt relativt lav alkalitet ved stasjon 10, mens den er mye høyere ved stasjon 1 enn den har vært under de foregående periodene. Under de andre periodene har alkaliteten ligget under 1 mmol/l ved samtlige stasjoner, mens den under periode 3 lå på opptil 6 mmol/l.

Både pH og alkalitet ser ut til å reagere raskere enn vannføringen under periode 1 og da særlig ved stasjon 1. Det synes å være en viss sammenheng mellom pH og alkalitet under periode 1 på tross av at pH har større svingninger under nedbørsepisoden enn alkaliteten. Resultatene fra periode 2 viser ingen klar sammenheng mellom pH og alkalitet, bortsett fra at de begge er høyere ved stasjon 1 enn ved stasjon 10, noe som er gjeldene for alle periodene. Sammenhengen mellom pH, vannføring og alkalitet er tydeligst under periode 3 hvor både pH og alkalitet øker når vannføringen avtar og omvendt.



Figur 5.2.1 Viser endringen i pH og alkalitet i løpet av episodene med forhøyet vannføring i Nordre Lund bekken.

TOC & Farge

Under periode 1 var det hovedsakelig beskjedne variasjoner i TOC-konsentrasjon under nedbørsepisoden (figur 5.2.2). Unntaket er de to prøvene som også viste svært høy alkalitet ved stasjon 7 hvor TOC ble målt til henholdsvis 21 mg/l og 39 mg/l. Sett bort fra disse to vannprøvene fra stasjon 7, som kan virke usannsynlig høye, ligger TOC-innholdet ved både stasjon 1, 7 og stasjon 10 på rundt 10 mg/l. Det vil si at TOC-innholdet, til forskjell fra pH og alkalitet, ikke endrer seg nevneverdig nedover elva under periode 1.

Også under periode 2 holder TOC-innholdet seg på rundt 10 mg/l, med noe høyere konsentrasjoner ved stasjon 10 enn ved stasjon 1. Ved stasjon 1 kan det se ut som om TOC korrelerer negativt med vannføring, mens det ved stasjon 10 ser ut som om TOC-konsentrasjonen øker med økende vannføring.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av TOC er betydelig høyere i vekstesongen under periode 3 enn under de foregående periodene, særlig ved stasjon 10 hvor konsentrasjonen ligger fra 16 til 17,5. Resultatene fra periode 3 viser også en viss sammenheng mellom TOC og vannføring, hvor TOC-konsentrasjonen øker med økende vannføring ved begge stasjonene.

Analyser av vannprøvenes farge har blitt gjort ved både 410 nm og 254 nm. Av hensyn til norsk standard, hvor det kun er 410 nm som er gjeldene, vil ikke vannfargen ved 254 nm bli presentert her, men kan sees i vedlegg 2.

Endringene i farge under periode 1 ser ut til å variere motsatt av vannføringen ved begge stasjoner, særlig ved stasjon 1. Av figur 5.2.2 kan det se ut som om det er større variasjoner i fargen ved stasjon 1, men skalaen viser derimot at konsentrasjonen ved stasjon 1 kun varierer fra 76 til ca 86 mgPt/l. Ved stasjon 7 er det betydelig høyere fargetall i vannprøvene som varierer fra 60 til 110 mgPt/l. Også ved stasjon 10 er fargetallet høyt under periode 1 hvor den ligger på 98 mgPt/l i snitt. Fargen ser altså ut til å avta betydelig nedover elva under periode 1.

Også under periode 2 er fargen høyere ved stasjon 10 enn ved stasjon 1, og det kan se ut som om vannføringen korrelerer negativt med fargen. Fargen ser også ut til å ligge på omtrent de samme verdiene under periode 2 som under periode 1.

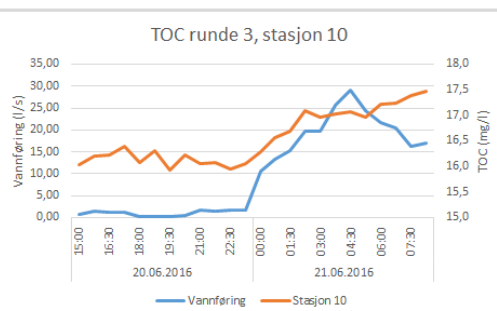
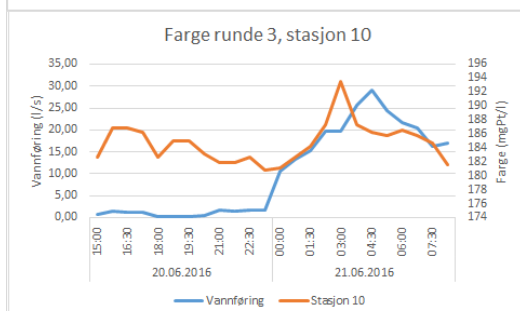
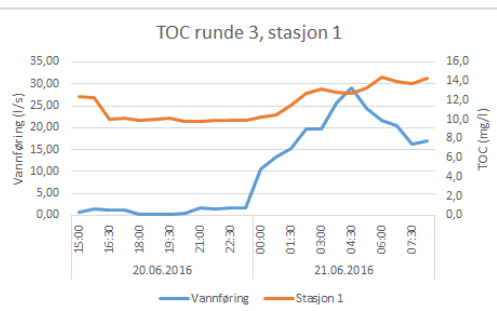
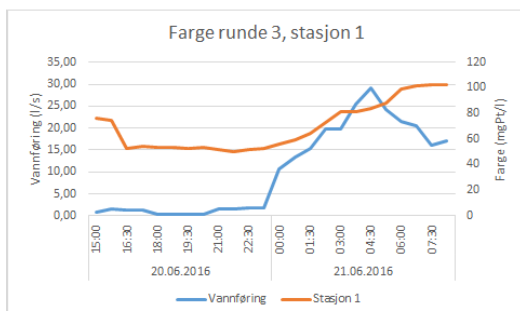
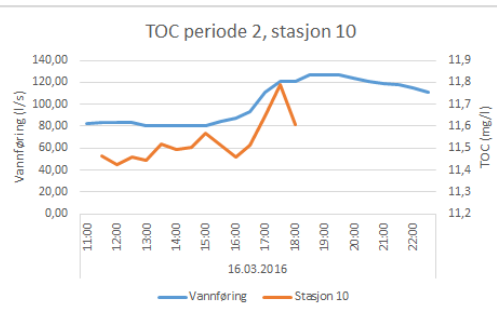
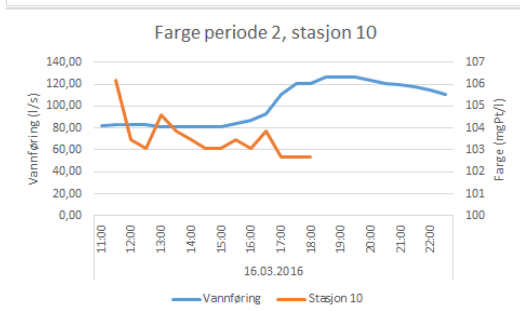
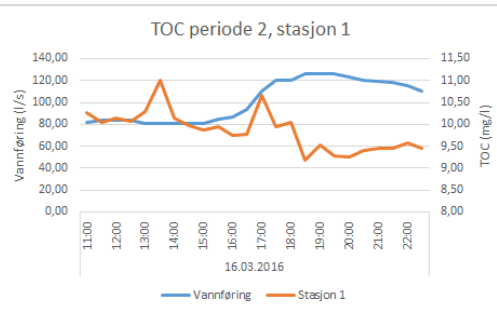
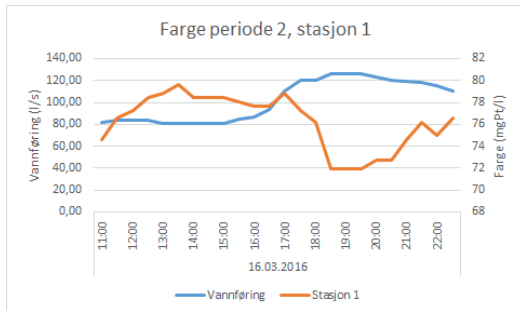
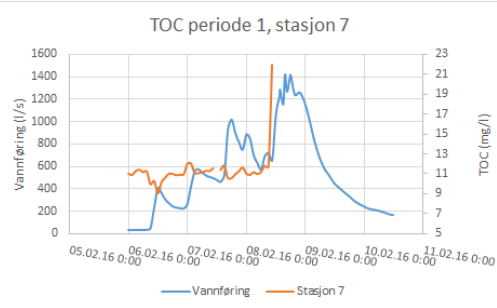
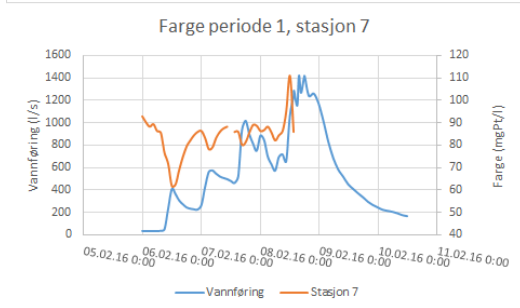
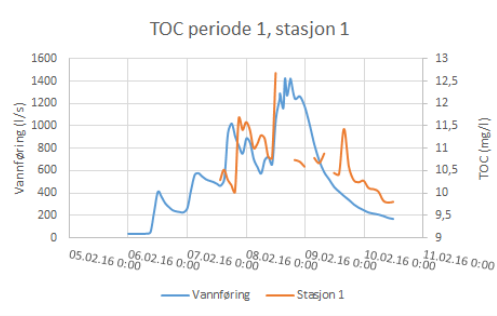
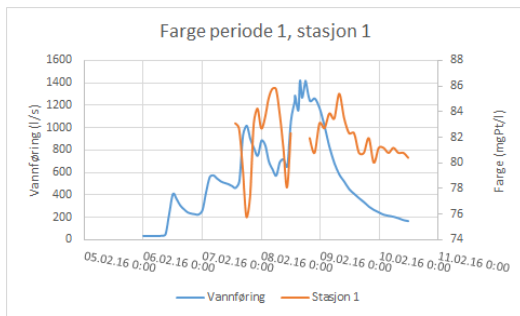
Resultatene fra periode 3 viser en helt annen trend enn resultatene fra de foregående periodene når det gjelder farge. Under periode 3 ser det ut som om fargen korrelerer positivt med vannføring i motsetning til under periode 1 og 2 som viste en tendens til at vannføringen korrelerte negativt med fargeinnholdet i vannet. Ved stasjon 1 ligger fargen på omtrent samme verdier som ved de foregående periodene, og det kan se ut som om fargetallet øker selv når vannføringen avtar. Ved stasjon 10 ble det observert betydelig høyere fargekonsentrasjon enn det som har blitt registrert tidligere, i tillegg viser resultatene en topp i fargetall like før maksimal vannføring inntreffer.

Under periode 1 er det ingen tydelig sammenheng mellom farge og TOC. Begge parameterne viser likhetstrekk enkelte steder mens det ikke ser ut til å være særlig sammenheng andre

steder. De mest markante toppene i både TOC- og fargekonsentrasjonen er derimot på omtrent samme tidspunkt.

Under periode 2 viser resultatene sammenfallende topper i TOC- og fargekonsentrasjonen ved stasjon 1, som observert under periode 1, men det er ikke tilfellet for stasjon 10, hvor TOC og farge ser ut til å korrelere negativt med hverandre.

Farge og TOC korrelerer positivt under periode 3, særlig ved stasjon 1 er det en tydelig sammenheng mellom parameterne. Ved stasjon 10 er ser farge og TOC også ut til å følge hverandre, men i noe mindre grad enn ved stasjon 1.



Figur 5.2.2 viser TOC og farge mot vannføring i Nordre Lund bekken under 3 perioder med forhøyet vannføring.

5.3 Avrenning fra landbruksområder og bebyggelse

Turbiditet & Tot-P

Analyser av turbiditeten viser at det er en sterk positiv sammenheng mellom partikkeltransport og vannføring i Nordre Lund bekken under periode 1, både ved stasjon 1 og stasjon 7. Ved stasjon 1 følger turbiditeten vannføringen svært tett og det ser ut som om partikkeltransporten øker akkurat når vannføringen øker. Resultatene fra stasjon 7 viser at det er en noe mer dramatisk respons til økning av vannføringen her i forhold til ved stasjon 1. Grafen er noe misvisende i forhold til responstiden til turbiditeten ved stasjon 7 da vannføringen kun er målt ved stasjon 1. Turbiditeten ved stasjon 10 er svært lav under periode 1 og ligger fra 0,35 FNU til 1,9 FNU (Vedlegg A).

Partikkeltransportens respons på økende vannføring ser ut til å være umiddelbar også ved periode 2 (figur 5.3.1). Det kan til og med se ut som om partikkeltransporten tiltar før vannføringen øker ved stasjon 1. Sett bort fra en liten nedgang i turbiditet under økende vannføring ser det også her ut som om turbiditeten følger samme trend som vannføringen. Det er påvist betydelig lavere turbiditet ved stasjon 1 under periode 2 enn under periode 1, delvis 1000 FNU mot 200 FNU som høyeste. Prøvene fra stasjon 10 har lite suspendert materiale i løpet av periode 2 og turbiditeten her er svært lav, og alle prøvene ligger under 1 FNU.

Resultatene fra periode 3 viser også at det er tydelig sammenheng mellom turbiditet og vannføring ved stasjon 1. Det kan se ut som om turbiditeten øker noe før økningen i vannføring inntreffer og at den høyeste turbiditetsmålingen finner sted noe senere enn toppen i vannføring. Turbiditeten ved stasjon 10 er også her svært lav og ligger på opptil 2 FNU, og viser ingen tydelig sammenheng med vannføringen. Det er derimot observert noe minkende turbiditet utover snøsmeltingsepisoden som utgjorde periode 2.

Konsentrasjonen av total fosfor henger tydelig sammen med vannføringen under periode 1, særlig ved stasjon 1 hvor fosfor-konsentrasjonen tilsynelatende øker samtidig som vannføringen. Under avtagende vannføring kan det sees mindre variasjoner i tot-P konsentrasjon. Ved stasjon 7 gir grafen et noe urealistisk inntrykk av tot-P konsentrasjonen på grunn av to svært høye prøver under maksimum vannføring. De høye prøvene gjør at resten av prøvene gir mindre utslag i grafen, men det er fortsatt mulig å se at tot-P konsentrasjonen for det meste øker og minker samtidig med vannføringen ved stasjon 7. Ved stasjon 10 lå tot-P konsentrasjonen fra 7 µg/l til 62 µg/l, altså betydelig lavere enn ved de andre stasjonene (Vedlegg A).

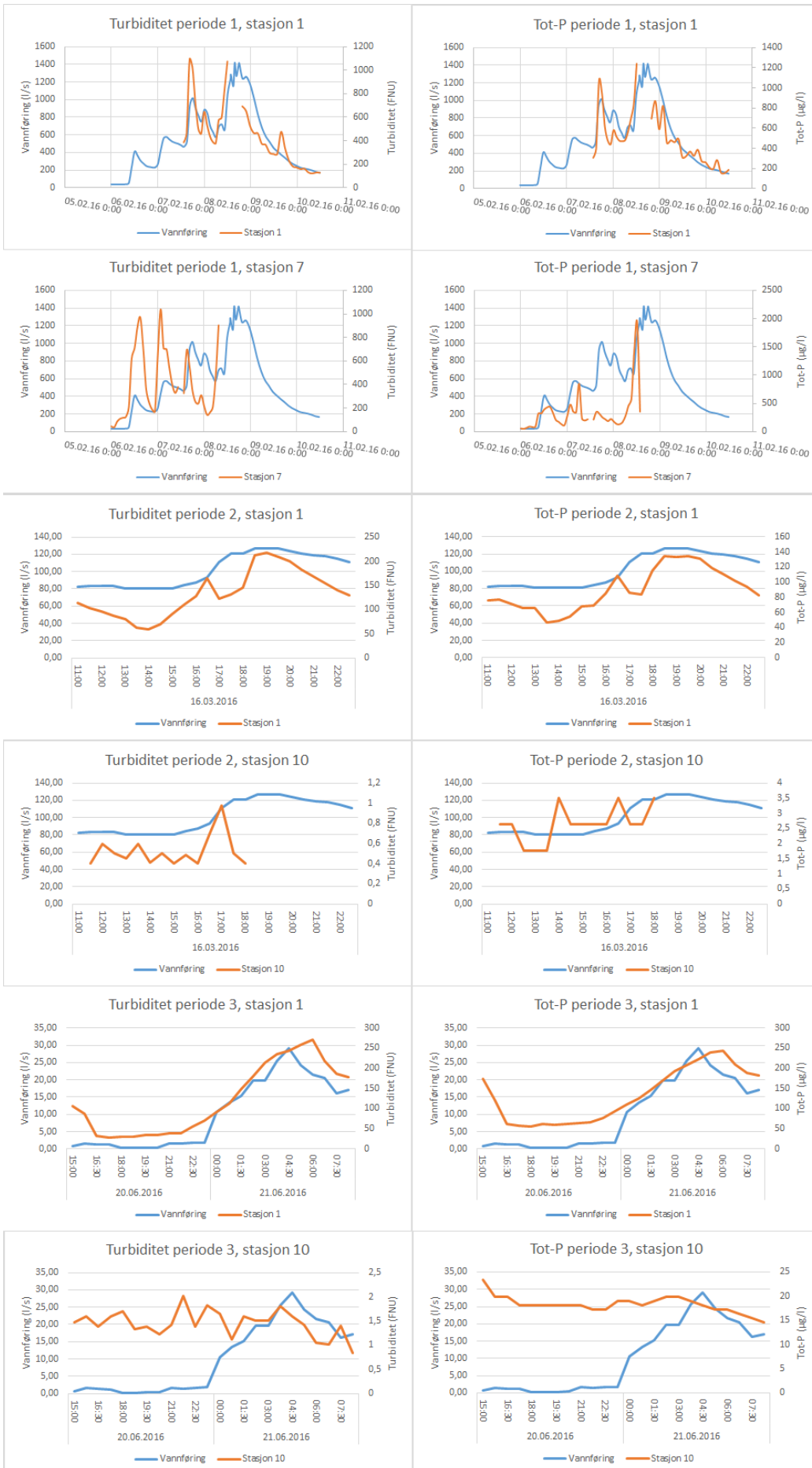
Under periode 2 reagerer tot-P konsentrasjonen noe før vannføringen ved stasjon 1. Grafen viser en forbigående nedgang i tot-P-konsentrasjon under økende vannføring på tross av at de to ser ut til å korrelere positivt ellers. Det totale fosforinnholdet er betydelig lavere ved stasjon 1 under periode 2 enn ved periode 1. Den høyeste tot-P konsentrasjonen under periode 1 ble målt til 1200 µg/l mens ved periode 2 var høyeste tot-P konsentrasjon 140 µg/l. Ved stasjon 10 er det vanskelig å se en tydelig korrelasjon mellom vannføring og tot-P konsentrasjon på grunn av svingninger i tot-P konsentrasjonen under periode 2. Svingningene er svært små og

kan være et utslag av feilkildene. Det kan likevel se ut som om tot-P konsentrasjonen øker noe etter hvert som vannføringen øker. Vannprøvenes totalinnhold av fosfor ved stasjon 10 er svært lavt under periode 2 i forhold til under periode 1 med konsentrasjoner opp til 3,5 µg/l.

Tot-P konsentrasjonen og vannføringen ved stasjon 1 følger hverandre tett også under periode 3. Det kan se ut som om tot-P konsentrasjonen begynner å øke noe før vannføringen øker ved stasjon 1, men vannføringstoppen kommer noe før maksimum tot-P konsentrasjon.

Totalinnholdet av fosfor under periode 3 ligger noe høyere enn under periode 2, men likevel betydelig lavere enn under periode 1. Ved stasjon 10 kan det se ut som om tot-P konsentrasjonen faktisk synker i løpet av nedbørsepisoden og dermed fluktuerer inverst med vannføringen.

Turbiditeten og tot-P konsentrasjonen ser begge ut til å korrelere positivt med vannføringen i de aller fleste tilfeller. Unntaket er ved stasjon 10 under periode 3 hvor resultatene viser en nedgang i turbiditet og tot-P under nedbørsepisoden. Ved stasjon 1 er det en tydelig sammenheng mellom turbiditet og total fosfor under alle periodene. Stasjon 7 viser også en sammenheng mellom turbiditet og tot-P under periode 1, men den er ikke like tydelig som ved stasjon 1 grunnet de uproposjonalt høye prøvene. Riktighet til disse prøvene diskuteres nærmere i diskusjonsdelen. Ved stasjon 10 er det påvist gjennomgående lav turbiditet og tot-P konsentrasjon.



Figur 5.3.1 Viser vannføring mot turbiditet og Tot-P under episodene med forhøyet vannføring i Nordre Lund bekken.

PO₄-P & NH₄-N

Under periode 1 ble det observert store svingninger i fosfat-konsentrasjonen, og ved stasjon 1 inntraff de høyeste konsentrasjonene under nedgangen i vannføring (figur 5.3.2), noe som er verdt å merke seg. Ved stasjon 7 er det også store variasjoner i PO₄-P konsentrasjonen, men her kan det se ut som om konsentrasjonen i større grad følger vannføringen. Under hele periode 1 varierer fosfatkonsentrasjonen relativt sporadisk og det er vanskelig å se mønstre i variasjonene, selv om toppene enkelte ganger faller sammen med en topp i vannføringen. PO₄-P konsentrasjonen ved stasjon 10 lå gjennomsnittlig på 24 µg/l og var noe høyere før økningen i vannføring enn under perioden med høyest vannføring (vedlegg A).

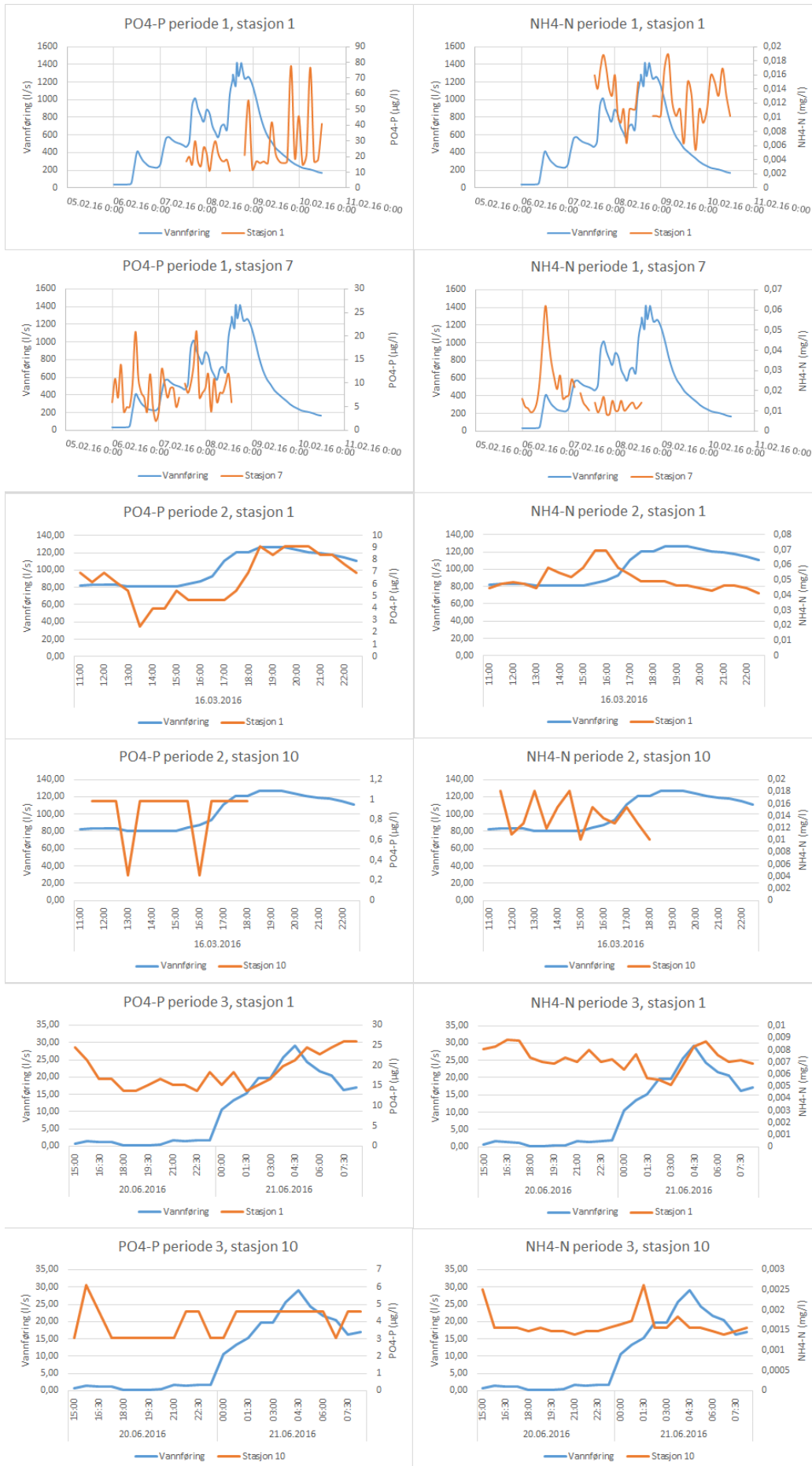
Fosfat-konsentrasjonen under periode 2 er betydelig lavere enn under periode 1, hvor de høyeste målingene lå på rundt 80 µg/l ved stasjon 1, mens den under periode 2 på det høyeste lå på 9 µg/l. Ved stasjon 1 kan det se ut som om fosfat-konsentrasjonen følger vannføringen, til tross for et par mindre svingninger før vannføringen øker, og en tilsynelatende sen respons. Ved stasjon 10 ligger samtlige av PO₄-P konsentrasjonene på like under 1 µg/l bortsett fra 2 vannprøver som kun inneholdt 0,24 µg/l og dermed lå langt under deteksjonsgrensa.

Også under periode 3 kan det se ut som om svingningene i PO₄-P konsentrasjonen sammenfaller med svingningene i vannføringen, men at det er en forsinkelse i responsen da konsentrasjonen ikke øker nevneverdig før halvannen time etter at vannføringen begynte å tilta. Fosfatkonsentrasjonen fortsetter også å øke etter at vannføringen har begynt å avta. Ved stasjon 10 er PO₄-P konsentrasjonen noe høyere når vannføringen er på det høyeste, men det ser ut som om den for det meste varierer mellom 3 µg/l og 4,5 µg/l.

Ammoniuminnholdet ved stasjon 1 under periode 1 varierer svært mye. Det kan se ut som om NH₄-N konsentrasjonen følger vannføringen første del av nedbørepisoden, men under nedgangen i vannføring er det store utslag i ammoniumkonsentrasjonen. Noe av det samme var tilfellet også for fosfatkonsentrasjonen, men det er ingen sammenheng mellom ammonium og fosfat (figur 5.3.2). Ved stasjon 7 kan det se ut som om ammoniumkonsentrasjonen responderer kraftig på det første hoppet i vannføring. Ellers er det mindre tydelig sammenheng mellom vannføring og NH₄-N konsentrasjonen selv om det ser ut til at noen av maks og min-punktene faller sammen med variasjoner i vannføringen. Sett bort fra de høye prøvene ved stasjon 7 ligger vannets ammoniuminnhold på under 0,02 mg/l ved samtlige stasjoner under periode 1. Ammoniuminnholdet ved stasjon 10 lå på 11,25 mg/l i snitt (vedlegg A).

Under periode 2 var det høyere ammoniumkonsentrasjoner enn under periode 1 og de høyeste prøvene lå på over 0,07 mg/l ved stasjon 1. Ved stasjon 1 kan det sees en økning i ammonium før vannføringen øker. Når vannføringen øker begynner derimot ammoniumkonsentrasjonen å synke.

Ved stasjon 1 under periode 3 er det vanskelig å se noen sammenheng mellom vannføring og ammonium under base-flow, men like før vannføringen når sitt maksimum ser det ut som om ammoniumkonsentrasjonen begynner å følge endringene i vannføringen. Ved stasjon 10 under periode 3 er det liten sammenheng mellom vannføring og ammonium, men det kan sees en topp i NH₄-N konsentrasjonen like før maksimal vannføring inntreffer.



Figur 5.3.2 viser endringene i PO₄-P og NH₄-N konsentrasjon under episodene med økt vannføring.

Tot-N

Tot-N konsentrasjonen ser ut til å følge vannføringen ved stasjon 1 under periode 1 (figur 5.3.3). Det er små variasjoner i nitrogenkonsentrasjonen når vannføringen synker, og det kan se ut som om nedgangen i nitrogenkonsentrasjonen skjer saktere enn nedgangen i vannføring. Ved stasjon 7 er det også en sammenheng mellom vannføring og tot-N. Ved stasjon 10 lå tot-N konsentrasjonen i snitt på 0,38 mg/l under periode 1 (vedlegg A), altså betydelig lavere enn ved de andre stasjonene.

Det ble observert lavere innhold av tot-N i vannprøvene fra periode 2 enn i prøvene fra periode 1. Nitrogenkonsentrasjonen under periode 2 ligger på maksimalt 1,1 mg/l mot over 2,5 mg/l under periode 1. Tot-N konsentrasjonen er også mer stabil under periode 2 enn under periode 1. Det er vanskelig å se tydelig om det er noen sammenheng mellom vannføring og nitrogenkonsentrasjon, men det kan se ut som om de til en viss grad øker og synker motsatt av hverandre både ved stasjon 1 og ved stasjon 10.

Nitrogeninnholdet i vannet ved stasjon 1 under periode 3 ligger på omtrent like verdier som under periode 1. Konsentrasjonen øker noe under nedbørsepisoden, men det er ingen tydelig sammenheng med vannføringen. Ved stasjon 10 er det to topper under «base flow», men det kan ellers se ut som om tot-N konsentrasjonen følger økningen i vannføring selv om maksimal nitrogenkonsentrasjon finner sted før maksimal vannføring inntreffer.



Figur 5.3.3 Endringer i tot-N konsentrasjon under episoder med forhøyet vannføring i Nordre Lund bekken.

NO₃-N & Konduktivitet

NO₃-N konsentrasjonen og vannføringen varierer delvis likt med vannføringen der vannføringen øker ved stasjon 1 under periode 1, men konsentrasjonskurven flater ut under nedgangen i vannføring (figur 5.3.4). Ved stasjon 7 er det også en viss sammenheng mellom vannføring og nitratkonsentrasjon, hvor nitrat-N øker betraktelig under de to første toppene i vannføringen. Nitratinnholdet er også markant lavere ved stasjon 7 i forhold til ved stasjon 1. Nitratkonsentrasjonen ved stasjon 10 lå gjennomsnittlig på 0,05 mg/l under periode 1 (Vedlegg A).

Under periode 2 er det observert lavere nitratinnhold i vannprøvene enn under periode 1. Under periode 1 var det opp til 0,86 mgNO₃-N/l ved stasjon 1 mens alle prøvene fra periode 2 inneholdt under 0,6 mg/l. Ved stasjon 10 lå ingen prøver over 0,056 mg/l under periode 2. Ved stasjon 1 øker NO₃-N konsentrasjonen samtidig med vannføringen, men økningen i nitratinnhold går langsommere enn økningen i vannføring. Ved stasjon 10 er det svært lave konsentrasjoner med NO₃-N og det kan se ut som om nitratinnholdet minker når

vannføringen øker, men det er under 0,007 mg/l som skiller den høyeste målte konsentrasjonen fra den laveste.

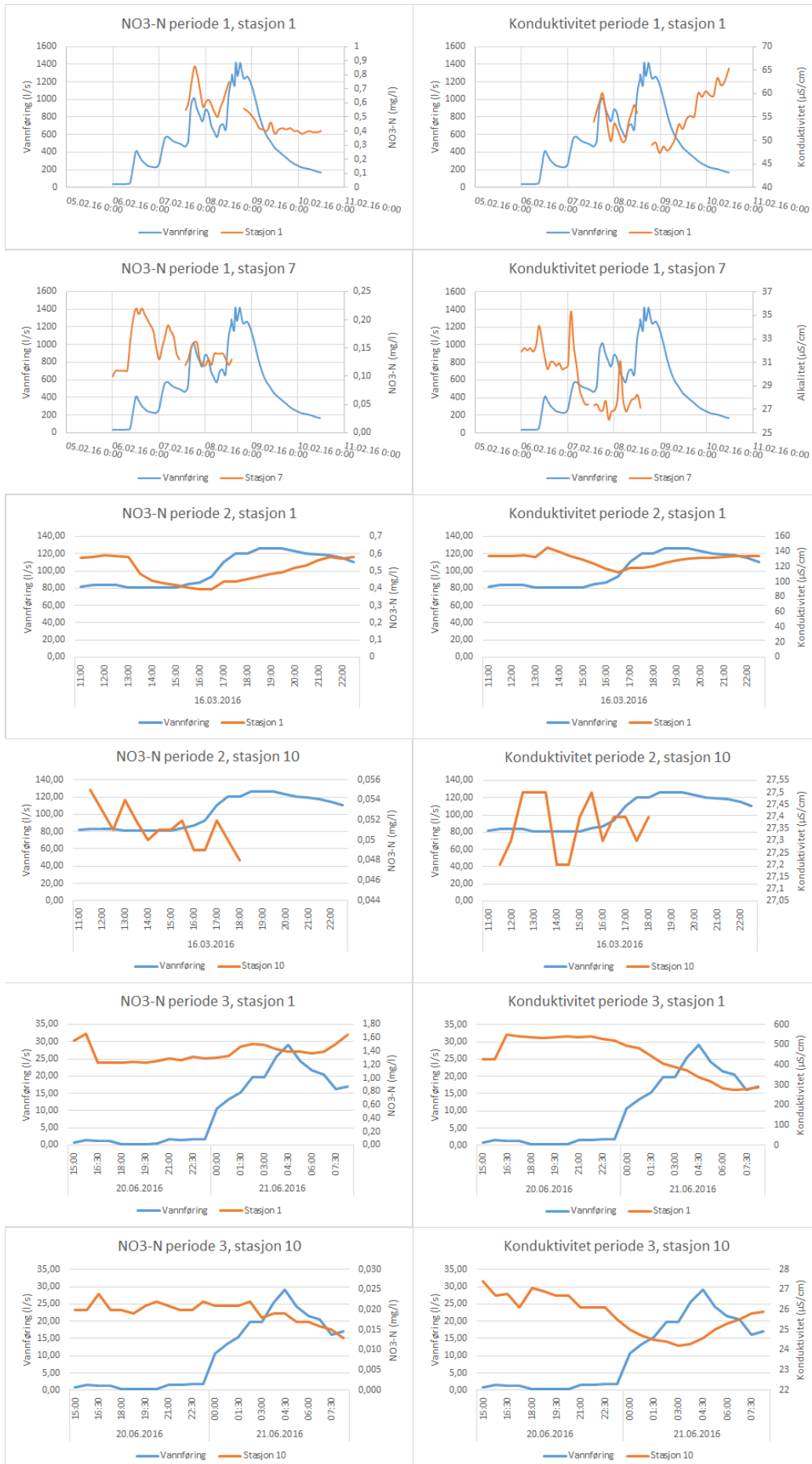
Under periode 3 kan det se ut som om forhøyet vannføring fører til en svak fortyningseffekt ved stasjon 10, men det er vanskelig å se noen tydelig sammenheng mellom NO₃-N konsentrasjonen og vannføringen. Maksimumskonsentrasjonen målt ved stasjon 1 under periode 3 er 1,7 mg/l, noe som er betydelig høyere enn under periode 1 og 2. Derimot er nitratkonsentrasjonen ved stasjon 10 mye lavere under periode 3 enn under periode 1 og 2.

Under periode 1 følger både nitrat-N og konduktiviteten økningen i vannføring. Når vannføringen avtar er det en tydeligere negativ korrelasjon mellom vannføring og konduktivitet enn mellom NO₃-N og vannføringen. Ved stasjon 7 sammenfaller også toppene i NO₃-N konsentrasjon og konduktivitet med toppene i vannføring, men det er ingen tydelig sammenheng mellom nitrat og ledningsevne. Ved stasjon 1 under periode 2 kan det se ut som om det er en sammenheng mellom nitrat-N og konduktivitet, mens det under periode 3 er vanskelig å se noen klar sammenheng mellom dem.

Konduktiviteten ved stasjon 1 under periode 1 ser ut til å øke når vannføringen avtar. Sett i forhold til de andre periodene ligger også konduktiviteten betydelig lavere under periode 1 hvor vannføringen var desidert høyest. Ved stasjon 7 ser konduktiviteten også ut til å synke noe ettersom vannføringen øker. Konduktiviteten ved stasjon 10 under periode 1 lå i gjennomsnitt på 28,6 µS/cm (vedlegg A).

Under perioder periode 2 var konduktiviteten ved stasjon 1 omtrent dobbelt så høy som ved periode 1, og lå på rundt 130 µS/cm. Det er en svak tendens til synkende konduktivitet når vannføringen øker ved stasjon 1. Ved stasjon 10 ligger konduktiviteten på omtrent det samme som den gjorde under periode 1, på 27 µS/cm. Det er svært små variasjoner i konduktiviteten ved stasjon 10 under periode 2 og det er vanskelig å se en tydelig trend.

Resultatene fra periode 3 viser at konduktiviteten korrelerer negativt med vannføringen ved begge stasjonene. Konduktiviteten ved stasjon 1 er svært høy under periode 3 og ligger på opptil 550 µS/cm, mens den holder seg mer eller mindre stabil ved periode 1 sett i forhold til de andre periodene, og ligger på omtrent 26 µS/cm.



Figur 5.3.4 Viser endringer i nitrat-N og konduktivitet under episodene med forhøyet vannføring i Nordre Lund bekken.

6. Diskusjon

Representativitet av prøveperioder

Værforholdene før, etter og under en nedbørsepisode er avgjørende for prosessene som er ansvarlige for endringer i vannkjemien i et vassdrag. Transporten av blant annet partikler og næringsstoffer i et nedbørsfelt ved en nedbørsepisode avhenger av nedbørens intensitet, varighet og tid siden forrige episode (Robert 2014). Det er derfor viktig å avklare hvor typiske de observerte nedbørsepisodene er for det aktuelle vassdraget. Vannføringsdata fra NIBIO sammen med meteorologiske data viser fire større nedbørsepisoder hvor vannføringen ligger over 600 l/s (figur 5.1.2). Etter 1 mai flater vannføringskurven ut, men av nedbørsdataene (figur 5.1.1) ser det ut som om det ville vært ytterligere tre nedbørsepisoder av betydning i perioden hvor vannføringsdata mangler. I løpet av første halvår i 2016 var det altså minst 4, og antagelig opp til 7 episoder med vannføring på over 600 l/s. Episodene med forhøyet vannføring presentert i denne avhandlingen ser derfor ikke ut til å være uvanlige for Nordre Lund bekken.

Episoder med frost i bakken og nedbør som regn, som under periode 1, vil trolig forekomme hyppigere ettersom klimaendringene forventes å gjøre vintrene mildere, våtere og øke hyppigheten på ekstremvær (Hanssen-Bauer et al. 2009; Økland & Økland 2006). Tele i bakken vil gjøre jorda mer eller mindre til en tett overflate med svært nedsatt permeabilitet. Følgelig vil overflateavrenning være en dominerende transportvei for vannet (Wetzel 2001). De største endringene i klima som vil påvirke Nordre Lund feltet ser hovedsakelig ut til å inntreffe i vintermånedene hvor nedbørsmønsteret vil endres. Både periode 1 og periode 3 stemmer godt overens med klimascenariene som ble fremstilt i 2009 (Hanssen-Bauer et al. 2009) med tidlig snøsmelting og regn i vintermånedene og mindre avrenning om våren.

De ulike episodene som ble observert ved Nordre-Lund feltet er av svært ulik karakteristikk hvor periode 1 var nedbørsepisode med frost i bakken og noe snøsmelting til forskjell fra periode 2 hvor det kun var snøsmelting, og periode 3 som var en nedbørsepisode i begynnelsen av vekstsesongen. Snøsmeltingsepisodene skiller seg også fra hverandre med tanke på at snøen endrer kjemisk sammensetning etter hver snøsmeltingsepisode (vanLoon & Duffy 2011).

6.1 Avrenning fra skogsområde

Avrenningsforhold som påvirker bufferkapasitet og pH

Analyser av pH ved stasjon 10 i Nordre-Lund bekken (figur 5.2.1) viser at resultatene svarer til forventningene. pH er betydelig lavere i vannprøvene fra skogsområdet ved stasjon 10 enn ved stasjon 1 under samtlige perioder (tabell 6.1.1). Grunnen til dette kan være at den marine leiren som ligger under marin grense og som kan inneholde kalkforekomster bidrar med mye karbonater til vannet ved stasjon 1, og at vannet fra skogsområdet ved stasjon 10 er påvirket av nedbrutt organisk materiale som gir lav pH (Økland & Økland 2006). pH er også betydelig høyere under vekstsesongen under periode 3, noe som kan ha sammenheng med at bakken ikke var frosset som under de andre episodene slik at vannet kan trenge inn i sedimentene og løse ut kalkforbindelser som gir høyere pH. Et annet forhold som kan påvirke alkaliteten er større tilsig av grunnvann til elva, noe som er svært sannsynlig i sommerhalvåret når

vannføringen er lav. Økt kontakttid mellom vann og grunnfjell og/eller løsmasser vil da føre til at vannet får forhøyet innhold av for eksempel karbonater og bikarbonater, og dermed også høyere alkalitet.

Alkaliteten kan i visse tilfeller korrelere med pH, men er først og fremst et mål på vannets innhold av karbonater (vanLoon & Duffy 2011), og vil derfor ikke alltid korrelere med pH. En vannprøve med høy pH, men uten karbonater vil ha betydelig lavere bufferkapasitet eller alkalitet enn en prøve med lavere pH som inneholder karbonater. Under periode 3 ble det observert særdeles mye høyere alkalitet enn under de foregående periodene. Dette kan ha samme årsak som forhøyningen i pH under samme periode, nemlig at når grunnen ikke er frosset vil det kunne løses ut større mengder med kalkforbindelser fra den marine leiren slik at bufferkapasiteten blir høyere.

Tabell. 6.1.1 Viser maksimums- og minimumskonsentrasjoner for samtlige parametere under tre perioder med forhøyet vannføring. Resultater markert i rødt ligger under deteksjonsgrensen.

Parameter	Periode 1			Periode 2		Periode 3		
	Stasjon 10	Stasjon 7	Stasjon 1	Stasjon 10	Stasjon 1	Stasjon 10	Stasjon 1	
pH	max	5,51	6,14	6,7	5,28	7,04	6,11	8,03
	min	5,01	5,63	6,42	5,16	6,82	5,71	7,67
Alkalitet (mmol/l)	max	0,102	0,448	0,432	0,142	0,634	0,29	5,9
	min	0,075	0,132	0,158	0,122	0,464	0,2	1,2
Turbiditet (FNU)	max	1,9	1036	1088	1	218	2	270
	min	0,43	40,4	124	0,4	59	0,8	30
Konduktivitet (μ S/cm)	max	31,8	35,3	65,3	27,5	145	27	550
	min	26,7	26,1	47,4	27,2	113	24	276
Farge (mgPt/l)	max	102	111	86	106	80	193	103
	min	95	62	76	103	72	181	50
Tot-P (μ g/l)	max	62	1934	1244	4	135	23	243
	min	7	49	156	2	46	15	55
PO4-P (μ g/l)	max	56	51	78	1	9	6	26
	min	5	2	11	0,25	2	3	14
Tot-N (mg/l)	max	0,48	2,6	3,1	0,36	1,1	0,52	2,7
	min	0,32	0,13	0,84	0,3	0,85	0,47	1,8
NO3-N (mg/l)	max	0,09	0,22	0,86	0,055	0,6	0,02	1,66
	min	0,04	0,1	0,38	0,05	0,4	0,01	1,23
NH4-N (mg/l)	max	0,02	0,06	0,02	0,02	0,07	0,002	0,008
	min	0,003	0,008	0,005	0,01	0,04	0,001	0,005
TOC (mg/l)	max	11,8	39	12,8	11,8	11	17,5	14,4
	min	10,9	9,1	9,8	11,4	9,1	15,9	9,79

Avrenningsforhold som påvirker TOC og farge

Sett bort fra stasjon 1, periode 3 kan det ikke sees særlig sammenheng mellom farge og TOC i Nordre-Lund bekken (figur 5.2.2), noe som ikke stemmer med forventningene. Det er lite sannsynlig at dette skyldes lav pH, da fargen ofte holder seg stabil ved pH over 5. Hongve et. Al (2004) har observert sammenhengen mellom løst organisk stoff og vannfarge over flere år

og registrerte varierende spesifikk farge som resultat av lik mengde løst organisk stoff. Dette indikerer at det ikke alltid er sammenheng mellom organisk karbon og farge. Organisk stoff kan også ha ulik sammensetning avhengig av hvor i jordprofilet det ligger (Riise et al. 2000). Det vil si at vann fra øvre jordsjikt vil inneholde andre organiske karbonfraksjoner enn vann fra underliggende jordsjikt. Det kan derfor være mulig at vann fra underliggende jordsjikt påvirker fargen i mindre grad enn vann fra øvre jordsjikt. Under periode 1 og 2 var det frost i øvre del av jordprofilet slik at vannets bevegelser i dette området blir begrenset. Det kan derimot være at vannet transporteres lettere gjennom underliggende jordsjikt som ikke er like påvirket av frosten og hvor fraksjonen av organisk karbon ikke påvirker vannets farge like mye.

Ved stasjon 10 og stasjon 7 kan det enkelte steder se ut som om endringene i vannkjemi skjer før økningen i vannføring. Dette har sammenheng med at vannføringen kun er logget ved stasjon 1 og at partikler og næringsstoffer bruker lenger tid på å komme ned til stasjon 1.

6.2 Avrenning fra landbruksområder og bebyggelse

Avrenningsforhold som påvirker partikkeltransport og fosfor

Partikkeltransporten i Nordre-Lund bekken synes å være svært høy i forhold til nedbørsfeltets størrelse og bruksområde. Særlig med tanke på at det er svært lite partikkeltransport i den øvre delen av vassdraget, over marin grense (tabell 6.1.1). Under periode 1 og 2 var bakken også frossen med snødekke, noe som favoriserer overflateavrenning og fører til at det blir vanskeligere for vannet å rive løs partikler fra bakken. Resultatene derimot viser at det har foregått svært mye partikkeltransport i løpet av episodene, da særlig under periode 1 (figur 5.3.1). Det var ikke før siste dagen under periode 1 at bakken virket å bli mykere i overflaten. Den høye turbiditeten, særlig i starten av nedbørsepisodene, kan ha sammenheng med partikkeltransport innad i elveløpet. Den umiddelbare responsen på forhøyet vannføring kan forsterke teorien om intern transport i elva da partiklene avsatt under lav vannføring umiddelbart kan resuspendes når vannføringen øker (Robert 2014). Det ser også ut som om lageret av partikler som gir høy turbiditet under de første vannføringstoppene tømmes raskt slik at turbiditeten stabiliseres. Hadde disse partiklene kommet fra nedbørsfeltet er det heller tvilsomt om partikkeltransporten til vassdraget brått stabiliserte seg ved høye nedbørsmengder.

Ved stasjon 10 har det vært problematisk å måle turbiditeten under samtlige perioder fordi turbidimeteret har vansker med å måle de særs lave verdiene tilstrekkelig nøyaktig. Det er dermed også mulig at turbiditeten ved stasjon 10 ikke følger nøyaktig samme tendenser som vist i resultatdelen da små variasjoner gir store utslag når turbiditeten er såpass lav. Særlig under periode 3 fluktuerer turbiditeten mye slik at det kan gi et noe feil inntrykk av situasjonen, da endringene i FNU er svært små. Under samtlige perioder vil derfor ikke turbiditetsmålingene ved stasjon 10 vise tydelige trender, men de viser at avrenning fra skogsområdet bidrar med svært lite partikkeltransport til Nordre Lund bekken.

Under periode 1 ble det også målt turbiditet ved stasjon 7 som ser ut til å ha en svært dramatisk respons på økning i vannføringen under de innledende vannføringstoppene. En vannføring på 400 l/s her gir et partikkelinnhold som nærmer seg 1000 FNU. Det er også mulig at disse svært høye toppene i turbiditet på starten av nedbørsepisoden kunne blitt observert ved stasjon 1 hvis data forelå.

Ved stasjon 1 korrelerer turbiditeten svært godt med vannføringen under samtlige perioder. Det ser også ut som om partikkeltransporten øker noe før vannføringen øker, særlig under periode 2 og 3 er det mulig å se at turbiditeten begynner å tilta før vannføringen.

Totalinnholdet av fosfor i vannprøvene har tydelig sammenheng med turbiditeten og vannføringen, noe som indikerer at de fleste formene av fosfor i vannet er forbundet med partikler. Dette indikerer at fosfor inngår i den marine leiren og eventuelt også at ulike fosforforbindelser bindes til leirpartiklene. Ved stasjon 7 under periode 1 er både tot-P konsentrasjonen og turbiditeten påvirket av de samme 2 prøvene som har virket unaturlig høye i partikkelinnhold. Turbiditeten til den høyeste av prøvene kunne ikke leses av i FNU og lå på 1500 NTU. Denne prøven ble derfor fjernet fra turbiditetsmålingene. De to svært høye prøvene ble ikke fjernet fra presentasjonen av tot-P fordi de viser en topp som mest sannsynlig er der, kanskje bare ikke i like stor grad som vist her.

Det var forventet å observere høyere partikkeltransport under periode 3, som fant sted i starten av vekstsesongen hvor det ikke fantes snø eller frost i bakken, som under periode 1 og 2. Denne forventningen inntraff delvis ettersom vannføringen var betydelig lavere under periode 3 enn under de 2 andre episodene. På tross av den lave vannføringen ble det observert høyere turbiditet og tot-P konsentrasjoner under periode 3, enn under periode 2 som hadde minst 4 ganger så høy vannføring. Sammenligningsgrunnlaget mellom disse to episodene er heller tynt grunnet de åpenbare ulikhetene mellom nedbørsepisoder og snøsmeltingsepisoder, særlig med tanke på mobilisering og transport av næringsstoffer og partikler i nedbørsfeltet.

Tot-P innholdet i Nordre Lund bekken ligger konsekvent over 50 µg/l, og er dermed over grensen for god/moderat tilstand for leirvassdrag med dekningsgrad på 40% (Vanndirektivet 2013). Dette gjelder samtlige perioder og stasjoner under marin grense (stasjon 7 og 1).

Selv om det har blitt observert god sammenheng mellom partikler og fosfor, utelukker ikke det tilstedeværelsen av vannløselige fosforforbindelser som fosfat. PO₄-P kan også finnes i den partikulære fraksjonen av det totale fosforinnholdet ved at den relativt enkelt kan adsorbere til leirpartikler på grunn av det høye overflatearealet til de små leirpartiklene (Eriksen et al. 2015). PO₄-P konsentrasjonen korrelerer derimot ikke i særlig grad med hverken vannføring, turbiditet eller tot-P.

Avrenningsforhold som påvirker fosfat og ammonium

Ved stasjon 7 kan det se ut som om det kommer en «flush» med fosfat under den første toppen i vannføring under periode 1 (figur 5.3.2). Det er også observert en lignende tendens i partikkelinnholdet under de første vannføringstoppene, som diskutert tidligere.

Det mest iøynefallende med PO₄-P konsentrasjonen under periode 1 er de svært store svingningene under nedgangen av vannføringen ved stasjon 1. Disse svingningene kan til en viss grad også finnes igjen i ammoniumkonsentrasjonen, selv om de observerte konsentrasjonene av NH₄-N er relativt lave. Høyt innhold av både fosfat og ammonium er karakteristisk for punktutslipp av kloakk. De høyeste konsentrasjonene av både PO₄-P og NH₄-N kommer under nedgangen i vannføring og kan indikere at det er stoffer som har blitt mobilisert under vannføringens maksimum, men som bruker litt tid på å komme ned til stasjon 1. En annen teori er at punktutslippet i seg selv slipper ut næringsstoffer sporadisk, for eksempel ved bruk av vannklosett. Septiktanker som ikke er tette er sannsynlige kilder til de forhøyede fosfat og nitratkonsentrasjonene. Det må i midlertid tas forbehold om at fosfat- og ammoniumkonsentrasjonen ikke ser ut til å korrelere med hverandre, noe som kanskje ville

vært forventet ved kloakkutslipp. En mulig forklaring er at ammonium og fosfat transporteres på ulik måte i nedbørsfeltet (Pärn et al. 2012), slik at de ikke når fram til samme punkt samtidig. Ved menneskelig påvirkning kan det derimot forventes at ammonium-N fraksjonen er høyere enn nitrat-N fraksjonen (Økland & Økland 2006), noe som ikke er tilfellet her (tabell 6.1.1).

Også i begynnelsen av nedbørsepisode 1 viser ammonium en lignende trend som fosfat ved stasjon 7, og det kan observeres høye konsentrasjoner under den første vannføringstoppen (figur 5.3.2). Særlig ammoniumkonsentrasjonen gjør et tydelig hopp under denne vannføringstoppen. Gyldigheten til denne toppen i ammoniumkonsentrasjon antas å være god da det er flere vannprøver som er tatt under toppen og som viser økningen og nedgangen i konsentrasjon over tid. Det kan derfor virke som om det er lager med ammonium i nedbørsfeltet som blir fullstendig tømt under den første økningen i vannføring. Fosfatkonsentrasjonen opplever to mindre toppe under de to første økningene i vannføring, noe som kan bety at det er flere men mindre lagre av PO₄-P i nedbørsfeltet: ett som ble mobilisert og tømt under første vannføringstopp og ett som ble mobilisert og tømt under den andre vannføringstoppen. Når denne er borte øker vannføringen igjen, noe som gjør at elva går over sine bredder og får tilgang til et nytt lager av fosfat som ligger lagret på elvebreddene etter forrige episode. Også tot-N konsentrasjonen opplever de samme toppene under de to første vannføringstoppene.

Avrenningsforhold som påvirker nitrogen

Tot-N ser hovedsakelig ut til å ha sammenheng med partikkeltransporten i elva, som forventet da jordbruksområdet i Nordre Lund ikke mottar noe gjødsel. Toppene i nitrogenkonsentrasjon under de to første økningene i vannføring kan muligens forklares med resuspensjon av partikler innad i elveløpet, som for turbiditet og tot-P (figur 5.3.3). De to markante toppene helt i starten av nedbørsepisoden ved stasjon 7 under periode 1 kan delvis sees igjen i PO₄-P og NH₄-N konsentrasjonene. Konsentrasjonstoppene ved stasjon 1 og 7 i starten av nedbørsepisoden under periode 1 kan være et resultat av utvasking av lagre nederst i elva hvor det er rask respons på nedbør etterfulgt av en fortynnende effekt (Arheimer & Liden 2000). En annen mulig forklaring på konsentrasjonstoppene kan være at det er begrenset med næringsstoffer som kan lekke ut i nedbørsfeltet. Disse kan bli mobilisert i begynnelsen av en nedbørsepisode slik at konsentrasjonen raskt vil avta så fort de er tømt (Arheimer & Liden 2000). Under periode 3 er det ingen sammenheng mellom partikkeltransport og tot-N ved stasjon 1. Dette har nok sammenheng med at løst nitrat utgjør den største fraksjonen av nitrogenforbindelser ved stasjon 1.

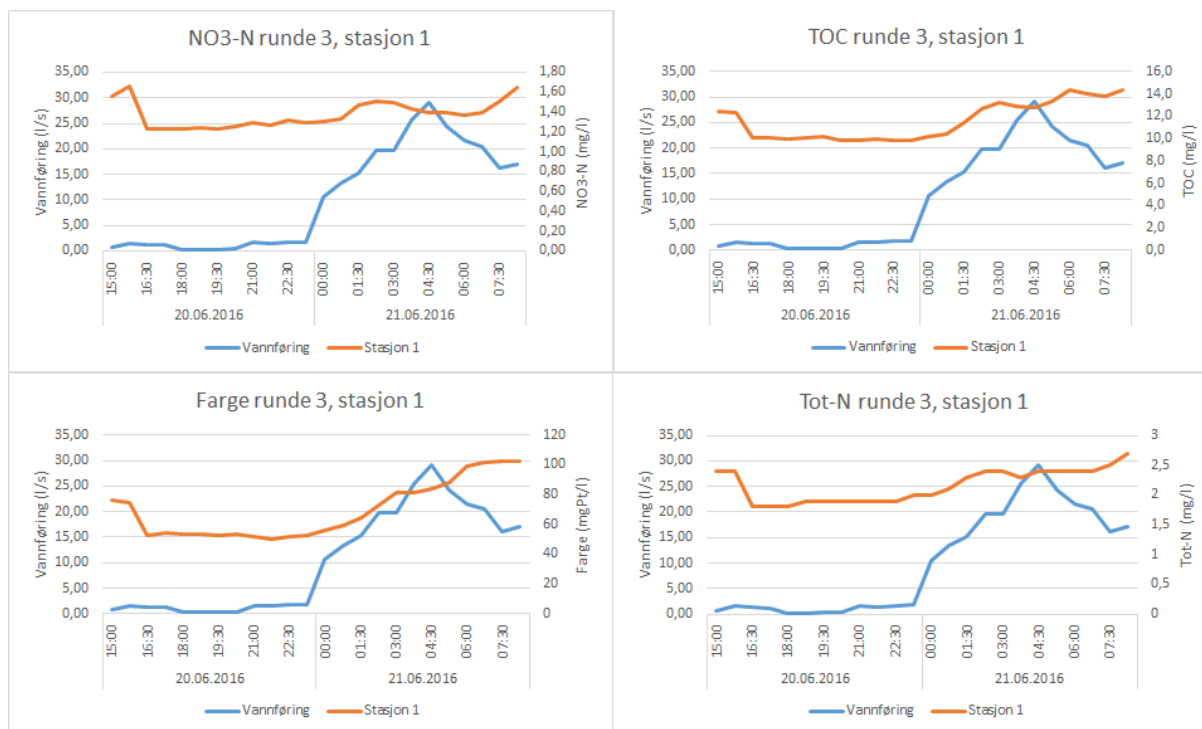
Nitrogeninnholdet i Nordre Lund bekken ligger konsekvent over 1 mg/l og er dermed over grensen for god/moderat tilstand ved alle stasjoner under samtlige perioder (Vanndirektivet 2013).

Avrenningsforhold som påvirker nitrat og ledningsevne

Nitrat-N konsentrasjonen korrelerer godt med konduktiviteten under periode 1 og 2 hvor det var snø og frost i bakken (figur 5.3.4), men sammenhengen de to mellom ser ikke ut til å være like god under periode 3, i starten av vekstsesongen. Det ble også observert en enormt høy konduktivitet under periode 3 i forhold til under periodene med snøsmelting (tabell 6.1.1). Dette kan være et resultat av at vannet ikke trenger ned i bakken når det er tele slik at vannet kommer i lite kontakt med jordsmonnet og berggrunnen. Det er også mulig at det er større

tilsig av grunnvann under periode 3, noe som vil kunne gi forhøyede konsentrasjoner av løste salter (Økland & Økland 2006). Grunnvannspåvirkningen kan også være lik under periode 1 og 3, men under periode 1 kan de store nedbørsmengdene ha ført til fortykning slik at konduktiviteten senkes.

Under periode 3 er det god sammenheng mellom både farge, TOC, nitrat-N og tot-N ved stasjon 1 (figur 6.1.1). Disse har også en invers sammenheng med konduktiviteten, noe som kan virke oppsiktsvekkende ettersom konduktiviteten ellers viser samme trend som nitrat-N. En mulig forklaring kan være at mye av nitrogenet er organisk bundet og derfor korrelerer med TOC. Det kan også se ut som om nitrat er størstedelen av tot-N innholdet som da også vil korrelere positivt med nitrat og TOC. Konduktiviteten øker med andel løste salter i vannet og vil derfor oppleve en nedgang ettersom nitrat fraksjonen går fra løst til organisk bundet under nedbørsepisoden. For å finne mengden organisk bundet N kan ammoniumnitrogen og nitratnitrogen trekkes fra total nitrogen. Under periode 3 lå organisk nitrogen fra 0,56 mg/l til 1,05 mg/l ved stasjon 1. Til sammenligning lå tot-N på mellom 1,8 mg/l og 2,7 mg/l ved stasjon 1 under periode 3. Det vil si at organisk nitrogen utgjør over en tredjedel av tot-N konsentrasjonen, mens nitratandelen utgjør så godt som resten av tot-N. Kun 0,01 mgN/l av tot-N er andre nitrogenforbindelser. Ved stasjon 10 er forholdet mellom organisk N og nitrat-N annerledes. Her varierer organisk nitrogen fra 0,45 mg/l til 0,50 mg/l, mens nitrat ligger på omtrent 0,2 mg/l. Det er med andre ord større andel organisk N ved stasjon 10 enn ved stasjon 1 hvor nitratnitrogen er den dominerende nitrogenfraksjonen.



Figur 6.1.1 Viser sammenhengen mellom farge, TOC, tot-N og nitrat-N ved stasjon 1, periode 3.

7.Konklusjon

Værforholdene er essensielt for transport av partikler og næringsstoffer i Nordre Lund bekken. Det er liten tvil om at episodene under periode 1-3 er representative for Nordre Lund feltet, og at det er forventet flere slike episoder i framtiden. Dette gjør at Nordre Lund bekken kan bidra med betydelig mer partikler til resipienten Øyeren.

Nedbørsepisoder som sammenfaller med snøsmelting kan gi svært høy partikkeltransport innad i selve elveløpet, særlig hvis det har vært lav vannføring over lengre tid før episoden. Desto lavere vannføringen er før en nedbørsepisode, desto mindre partikkelstørrelser vil sedimentere i elveløpet, og så fort vannføringen øker vil disse partiklene resuspenderes. Dette gir topper i partikkeltransporten, og dermed også i tot-P og tot-N konsentrasjoner, umiddelbart når vannføringen øker. Tilførsler av partikler fra nedbørsfeltet ansees å være svært begrenset når bakken er frossen og dekket av snø.

Nedbørsepisoder som finner sted når nedbørsfeltet ikke er påvirket av frost og snø vil føre til større transport av partikler og næringsstoffer fra nedbørsfeltet til Nordre Lund bekken. Under vekstsesongen bærer vannets kjemi preg av lengre kontakttid mellom vann, grunnfjell og løsmasser.

Avrenning fra skogsområder bidrar med høye fargetall, særlig under vekstsesongen når bakken er fri for frost og snø. Høy vannføring fører også til en viss fortykningseffekt nedover vassdraget slik at stasjonene nedstrøms får lavere fargetall enn skogsstasjonen øverst i nedbørsfeltet. TOC konsentrasjonen er ikke markant høyere øverst i nedbørsfeltet i vintermånedene, men viser noe forhøyede konsentrasjoner under vekstsesongen. Også TOC konsentrasjonen opplevde en viss fortykning ved forhøyet vannføring, men konsentrasjonene lå for det meste stabilt ved samtlige stasjoner, både oppstrøms og nedstrøms. pH er tydelig lavere oppstrøms i vassdraget og blir gradvis høyere nedover elva grunnet vannets reaksjon med løsmassene og berggrunnen og følgende forvittringsprosesser. I likhet med pH er også alkaliteten betydelig lavere oppstrøms i elva og øker gradvis nedstrøms ettersom vannet blir tilført karbonater og bikarbonater fra berggrunnen og løsmassene.

Den marine leiren som dekker 38% av nedbørsfeltet er utvilsomt en viktig kilde til næringsstoffer da Nordre Lund feltet ikke mottar dette fra jordbruk. Bevegelsene til både fosfor og nitrogen innad i vassdraget virker å være styrt av partikkeltransporten. Lagringsplasser for partikler i nedbørsfeltet, særlig internt i elveløpet gir derfor høy transport av næringsstoffer under de første vannføringstoppene. En annen kilde til næringsstoffer i nedbørsfeltet kan være punktutslipp fra septiktanker som gir forhøyede verdier av fosfat og ammonium. Tilførsler fra marin leire kan også forklare økningen i konduktivitet nedstrøms i vassdraget. I tillegg er organisk nitrogen som oftest den dominerende nitrogenfraksjonen oppstrøms, mens det er nitratnitrogenfraksjonen som er størst nedstrøms. Denne overgangen fra partikulært til løst nitrogen vil også bidra til høyere konduktivitet nedstrøms.

8. Litteratur

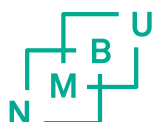
- Alvarez-Cobelas, M., Angeler, D. & Sánchez-Carrillo, S. (2008). Export of nitrogen from catchments: A worldwide analysis. *Environmental Pollution*, 156 (2): 261-269.
- Arheimer, B. & Liden, R. (2000). Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments—influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology*, 227 (1): 140-159.
- Bogen, J. (2006). Sediment transport rates of major floods in glacial and non-glacial rivers in Norway in the present and future climate. *IAHS PUBLICATION*, 306: 148.
- Dodds, W. & Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6 (2): 155-164.
- Eriksen, T. E., Lindholm, M., Kile, M. R., Solheim, A. L. & Friberg, N. (2015). Vurdering av kunnskapsgrunnlag for leirpåvirkede elver.
- Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førland, E. J., Roald, L. A., Børsheim, K. Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S. & Sorteberg, A. (2009). Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing.
- Hongve, D., Riise, G. & Kristiansen, J. F. (2004). Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water—a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences*, 66 (2): 231-238.
- Jeffries, D. S. (1990). Snowpack storage of pollutants, release during melting, and impact on receiving waters. I: *Acidic precipitation*, s. 107-132: Springer.
- Kjellberg, G. (2002). Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma. Resultater og kommentarer fra perioden 1996-2000.
- Norsk Standard, N. (1985). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av konduktivitet*, NS 7888. Oslo: Standard Norge. 16 s.
- Norsk Standard, N. (1993). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksodisulfat.*, NS 4743. Oslo: Standard Norge. 12 s.

- Norsk Standard, N. (1995). *Bestemmelse av alkalitet. Del 1: Bestemmelse av total og sammensatt alkalitet.*, NS 9963-1. Oslo: Standard Norge. 16 s.
- Norsk Standard, N. (1996). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av nitritt-nitrogen og nitrat-nitrogen og summen av begge ved automatisert analyse (CFA og FIA) og spektrometrisk deteksjon.*, NS 13395. Oslo: Standard Norge. 28 s.
- Norsk Standard, N. (1997). *Vannundersøkelse. Retningslinjer for bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC og løst organisk karbon (DOC)*, NS 1484. Oslo: Standard Norge. 16 s.
- Norsk Standard, N. (2004). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av fosfor. Spektrometrisk metode med ammoniummolybdat.*, NS 6878. Oslo: Standard Norge. 28 s.
- Norsk Standard, N. (2005). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av ammoniumnitrogen. Metoder med automatisert flyt (CFA og FIA) og spektrometrisk bestemmelse*, NS 11732. Oslo: Standard Norge. 12 s.
- Norsk Standard, N. (2011). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av farge.*, NS 7887. Oslo: Standard Norge. 24 s.
- Norsk Standard, N. (2012). *Vannkvalitet. Bestemmelse av pH*, NS 10523. Oslo: Standard Norge. 13 s.
- Norsk standard, N. (2016). *Vannundersøkelse. Bestemmelse av turbiditet. Del 1: Kvantitative metoder.*, NS 7027-1. Oslo: Standard Norge. 9 s.
- Pärn, J., Pinay, G. & Mander, Ü. (2012). Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological indicators*, 22: 4-15.
- Riise, G., Van Hees, P., Lundström, U. & Strand, L. T. (2000). Mobility of different size fractions of organic carbon, Al, Fe, Mn and Si in podzols. *Geoderma*, 94 (2): 237-247.
- Robert, A. (2014). *River processes. An introduction to fluvial dynamics*: Routledge. 316 s.
- vanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2011). *Environmental chemistry, a global perspective*. 3 utg. New York: Oxford university press inc.

- Vanndirektivet, D. (2013). *Veileder 02: 2013" Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver.*
- Vegdirektoratet, U. (2004). *Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge.*
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology*. 3 utg.: Elsevier. 1006 s.
- Withers, P. & Jarvie, H. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the total environment*, 400 (1): 379-395.
- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø*. . 2 utg. Nesbru: Forlaget vett & viten as. 204 s.

Vedlegg A. Resultater stasjon 10, periode 1

Tidspunkt	pH	Alkalitet	Turbiditet	Konduktivitet	Farge 410	Farge 254	TOC	Tot-P	Tot-N	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N
06.02.16 18:30	5,33	0,102	0,45	31,6	101,92	0,511	11,72	17,8	0,44	11	0,011	0,07
06.02.16 19:00	5,35	0,102	0,46	31,8	102,69	0,522	11,83	25,7	0,4	23	0,002	0,07
06.02.16 19:30	5,26	0,098	0,35	31,4	102,31	0,518	11,70	7,4	0,39	8	0,008	0,07
06.02.16 20:00	5,51		0,52		100,77	0,515			0,48	56	0,011	0,08
06.02.16 20:30	5,47		0,43		100,77	0,514		62,5	0,39	50	0,008	0,08
06.02.16 21:00	5,51		0,43		101,54	0,515		59,9	0,43	48	0,006	0,09
07.02.16 7:30	5,05	0,078	1,3	27,7	96,54	0,496	11,39	10	0,34	9	0,018	0,04
07.02.16 8:00	5,05	0,08	1,9	27,1	95,38	0,486	11,28	14,4	0,34	10	0,012	0,04
07.02.16 8:30	5,05	0,08	1,7	26,7	95,00	0,491	11,32	12,6	0,36	8	0,012	0,04
07.02.16 9:00	5,04	0,075	1,6	27,3	95,77	0,497	11,39	22,2	0,35	17	0,012	0,04
07.02.16 9:30	5,01	0,076	1,2	27	95,00	0,49	11,43	8,2	0,32	5	0,011	0,04
07.02.16 10:00	5,08	0,082	1,1	27,8	96,92	0,498	11,43	24,9	0,35	20	0,012	0,04
07.02.16 10:30	5,03	0,078	1,3	27,6	95,77	0,497	11,41	14,4	0,34	13	0,012	0,04



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway