miljøvirkninger av flom og flomforebyggende tiltak

HYDRA

Mi

Bjørn Faafeng, Espen Lydersen, Gøsta Kjellberg og Vilhelm Bjerknes

NIVA

Miljøkonsekvenser av flom – flom og vannkvalitet

Forsidefoto: FOTONOR AS. Øyer i Gudbrandsdalslågen under flommen i 1995.
Layout og digital tilrettelegging: ABC Visuell Kommunikasjon. Omslag: Gazette.

ISBN 82-410-0352-8

HYDRA-rapport nr. Mi01

Miljøkonsekvenser av flom - flom og vannkvalitet

av

Bjørn Faafeng, Espen Lydersen, Gøsta Kjellberg
og Vilhelm Bjerknes
NIVA

Forord

Denne rapporten omhandler vannkjemiske effekter av flom og er en delrapport til M-gruppa: "Miljøkonsenkvenser av flom og flom-forebyggende tiltak" i Hydra-programmet. Dette delprosjektet er gjennomført i hht. kontrakt av 14.4.97. Rapporten omfatter også et tilleggsprosjekt med analyser av vannprøver fra flommen i 1997 i Gaula i Sør-Trøndelag og Altaelva i Finnmark (kontrakt av 5.8.97).

Rapporten bygger primært på foreliggende data om flom i Norge, da de vannkjemiske forhold er sterkt avhengig av lokale forhold mhp. geologi, løsmasser, klima, vegetasjon ol. Omfanget av denne rapporten ville også sprenge rammer for tid og økonomi om utenlandske erfaringer skulle ha vært trukket inn i særlig grad.

Vi takker Agnar Johnsen i Storelvdalen og Ola Rostad i Gauldalen for å ha samlet inn vannprøver fra hhv. Altaelva og Gaula i forbindelse med flommen i juni 1997.

Takk også til Terje Martinsen ved Avløpssambandet Nordre Øyeren (ANØ) for å ha stilt data om Glomma og Øyeren til disposisjon.

Rapporten er i sin helhet skrevet av medarbeidere på NIVA. Kapittel 2.1, som beskriver flomepisoder ved 5 av NIVAs forsuringsfelter og kapittel 2.2 om undersøkelser av metaller i vassdrag i Møre og Romsdal, er skrevet av Espen Lydersen. Kapitlene 2.3 og 2.4 om flommene i hhv. Glomma og Drammenselva i 1995 og Gaula og Altaelva i 1997, er skrevet av Bjørn Faafeng. Gøsta Kjellberg har gitt bidrag om forholdene i Mjøsa under flommen i 1995, mens Vilhelm Bjerknes har gitt innspill om effekter av vassdragsregulering på Vestlandet. Tone Jøran Oredalen har bidratt med tilrettelegging av data.

Oslo, februar 1998

Bjørn Faafeng
prosjektleder

Innhold

		Side
	Sammendrag	4
	Summary	7
1.	Innledning	9
1.1	Mål	9
1.2	Generelt	9
1.3	Datagrunnlag	10
2.	Effekter på vannkjemisk sammensetning	12
2.1	5 av NIVAs forsuringsstasjoner	12
2.1.1	Beskrivelse av områdene	12
2.1.2	Resultater vannkjemi	18
2.1.2.1	Vannkjemi i år med store flommer	18
2.1.2.2	Sjøsaltepisoder	31
2.1.2.3	Surstøtepisoder	35
2.2	25 elver i Møre og Romsdal i 1996	37
2.3	Glomma- og Drammensvassdraget i juni 1995	41
2.3.1	Stoffkonsentrasjoner i Glommavassdraget	41
2.3.2	Stoffkonsentrasjoner i Drammensvassdraget	50
2.4	Mjøsa 1995	50
2.5	Øyeren 1995	50
2.6	Gaula og Altaelva i 1997	53
2.6.1	Gaula	53
2.6.2	Altaelva	57
2.7	Spyleflom i Suldalslågen	58
3.	Effekter på stofftransport	60
3.1	Transport i Glomma og Drammenselva 1990-95	60
3.2	Transport i Gudbrandsdalslågen og Gausa i 1995	64
	Referanser	65
	Tidligere utgitt i HYDRA-serien	67

Sammendrag

Stofftransport

Under flom vil nye landarealer settes under vann etter hvert som vannstanden stiger. Når vann-hastigheten er stor nok vil partikler fra elveleiet og oversvømmede områder bli transportert med vannet nedover i vassdraget. Ved stor flom består partiklene hovedsaklig av uorganisk (mineralsk) materiale. Partikkelkonsentrasjonen vil ofte være maksimal like før maksimal vannføring. Under flom vil totalkonsentrasjonen av mange komponenter øke med partikkelinnholdet, slik at massetransporten av både organiske og uorganiske kjemiske forbindelser vil være høy. "Vesleofsen" i Glomma-vassdraget og storflommen i Drammenselva i 1995 er gode eksempler på dette. Da økte også fosfor-konsentrasjonen betydelig, opp mot 50 ganger typisk vinterkonsentrasjon, men dette fosforet var i hovedsak bundet til partikler.

Forhøyet nitrogenkonsentrasjon og nitrogentransport kan også være korrelert til stor partikkel-konsentrasjon. Likevel er den relative økningen i nitrogenkonsentrasjon vesentlig mindre enn for fosfor. Når flommen i hovedsak skyldes ren snø- eller breavsmelting, vil derimot nitrogen-konsentrasjon i vassdraget normalt avta under flom som følge av fortynning. Fjell- og breflommene i Gudbrandsdalslågen er eksempler på dette.

Partikkelpåvirkningen fra flommer vil kunne berøre innsjøer over relativt lang tid, noe som gir høye fosforkonsentrasjoner i innsjøen i lang tid etter flommen. Flom har derimot sjelden *stor* betydning for nitrogenkonsentrasjonen i innsjøer, noe som også ble registrert i Mjøsa, Lomnessjøen, Storsjøen i Rendalen og Øyeren i forbindelse med "Vesleofsen" i 1995.

Mesteparten av årlig transport av plantenæringsstoffer foregår i forbindelse med høy vannføring. Dette betyr at hoveddelen av stofftransporten i et vassdrag foregår i løpet av få uker av året. Under storflommen på Østlandet i 1995 (16 døgns varighet i Gudbrandsdalslågen) ble Mjøsa tilført ca 70% av årstransporten av fosfor, mens tilsvarende tall for Glomma og Drammenselva var ca. 65% og 47%. Selv om konsentrasjonen av løste komponenter i vann normalt avtar under flom, vil allikevel en stor del av årstransporten av disse komponentene foregå i flomepisoder.

Kjemiske hovedkomponenter i vann

Konsentrasjonsvariasjonene av løste komponenter (ioner) er ofte annerledes enn for partikler og partikkelassosierte stoffer, samtidig som ulike ioner responderer ulikt gjennom en flomperiode. En årsak er at forskjellige ioner i naturlig vann kommer fra ulike kilder: fra hhv. nedbøren og nedbørfeltet. Ionene Ca^{2+}, Al^{n+}, HCO_3^- og PO_4^{3-} kommer primært fra nedbørfeltet, Na^+, SO_4^{2-} og Cl^- kommer fra nedbøren, mens andre ioner, eksempelvis Mg^{2+}, kan ha både nedbørfelt og nedbør som viktige kilder. I tillegg har de ulike ionene forskjellige fysisk/kjemiske egenskaper som gjør at det kan være store forskjeller i hvilken grad de både kvantitativt og kvalitativt tar del i biogeokjemiske prosesser i nedbørfeltet.

Etter en tørrværsperiode vil vannføringen ofte være lav og vannets ionstyrke relativt høy, spesielt p.g.a. høye konsentrasjoner av ioner som primært genereres i nedbørfeltet (Ca^{2+}, HCO_3^-). Vannkjemien er da dominert av kvaliteten av grunnvannet. Nedbørfeltet vil da være inne i en tørkeperiode, som i ekstreme tilfeller betyr at det er lite vann i systemet som plantene kan nyttiggjøre seg.

Når det starter å regne etter en tørkeperiode, vil vann lett trenge ned i porer i jorda. Ioner fra kontinuerlige forvitringsprosesser og ioner som sitter tilbake på overflaten av partikler i jorda fra forrige hydrologisk episode, vil da raskt gå i løsning og føres ut i vann og vassdrag. Dette fører til forhøyede konsentrasjoner av ioner i et tidlig stadium av en flom, og dette representerer normalt den initielle fasen av en høstflom.

Temperaturvariasjoner vinterstid fører til smelte- og fryseprosesser, som muliggjør utfrysing av ioner under rekrystalliseringsprosessene. Dette leder til akkumulering av elektrolytter på overflaten av snø- og jordpartikler, primært i øvre jordlag. Hovedmengden av disse elektrolyttene vil vaskes ut med det initielle smeltevannet, slik at vi også får en økning i vannets ionstyrke under den initielle fasen av en vårflom.

Rask oppløsning av lettløselige elektrolytter medføre at vannets ionstyrke normalt øker under den initielle fasen av en flom, i det vannet begynner å stige. Det kan derimot være store forskjeller i hvilke ioner som "sitter på" overflatene av jord og snøpartikler. På overflaten av jordpartikler vil det gjennomgående være mer elektrolytter generert fra nedbørfeltet (f.eks. kalsium), mens overflaten av ispartiklene normalt vil være rikere på nedbørtilførte komponenter som natriumklorid (NaCl) og/eller sterke syrer (H_2SO_4, HNO_3).

Ulike kilder og fysisk/kjemiske forskjeller er hovedårsakene til at ulike elektrolytter har forskjellige konsentrasjonsvariasjoner gjennom en flom. Klassiske terrestrisk deriverte ioner som basekationer og silisium vil ofte få en økning i konsentrasjon i det vannet begynner å stige tidlig i flommen. Siden disse komponentene i liten grad finnes i nedbør/snø, avtar konsentrasjonen av disse ionene raskt som en følge av fortynning etter hvert som vannføringen øker. Hvor kraftig de ulike terrestrisk deriverte ionene avtar, avhenger igjen av løseligheten til de ulike kildene, og selve avrennings-mønsteret i feltet. Generelt raskere løselighet av silisiumkilder sammenliknet med basekationkilder i jord, gjør at avtaket i kiselkonsentrasjon gjennom en flom ofte blir mindre dramatisk enn for basekationer som Ca^{2+} og Mg^{2+}. Samtidig vil konsentrasjonene av både silisium og basekation være på sitt laveste når prosent overflateavreninng er på sitt høyeste.

Ulike konsentrasjonsmønstre eller konsentrasjonsforhold mellom basekationer og silisium kan sannsynligvis være viktige for å beskrive ulike avrenningsmønstre gjennom en flom, som når overflateavrenning dominerer eller tar slutt.

Typiske ioner med opprinnelse fra nedbør, som Na^+ og Cl^-, vil også være til stede i nedbørfeltet i en konsentrasjon som avspeiler tidligere tilførsler av disse ionene. Men siden disse ionene har nedbøren som hovedkilde, vil variasjoner i konsentrasjonsmønsteret gjennom en flom også være sterkt avhengig av konsentrasjon og konsentrasjonsvariasjon i den snøpakken som smelter, eller i den nedbøren som forårsaker den aktuelle flommen.

Samme grunnstoff kan også komme fra ulike sjikt i jorda. Eksempel på dette er uorganisk aluminium (Al). Høye konsentrasjoner av uorganisk Al er hovedårsaken til fiskedød i vassdrag sterk påvirket av sur nedbør, spesielt i forbindelse med flom ("surstøtepisoder"). Løst uorganisk Al i vann kan tilføres fra ulike sjikt i jordprofilet:

i) Al kompleksert til organisk materiale i humussjiktet (øvre jordlag).

Her kan Al kan raskt frigjøres gjennom ionbytting. Graden av ionbytting er primært avhengig av variasjoner i ionstyrke i det vannet som kommer i kontakt med humussjiktet. Dette gjør at en kraftig ionstyrkeendring som f.eks. ved en sjøsaltepisode, kan generere mye løst aluminium ved at Na^+ bytter ut Al^{n+}, samtidig som en ny likevekt etableres i ionbytteren.

ii) Lett løselige uorganisk Al i uorganiske jordsjikt.

Dette sjiktet kan mangle helt, men der det finnes ligger det under det organiske sjiktet. Løseligheten til disse Al-formene er i første omgang styrt av pH og løselighetskinetikk, dvs. at pH og vannets oppholdstid er avgjørende for mengden Al som til enhver tid løses ut. Også løselighetsproduktet til denne Al-kilden vil variere. Det er mye litteratur som viser at kisel (Si) ofte finnes i store mengder sammen med uorganisk aluminium i dette sjiktet (Farmer and Fraser, 1979; Farmer og medarb., 1979; Wada og medarb., 1979; Wada and Wada, 1980). Dette gjør at Si, i tillegg til å kunne gi informasjon om det hydrologiske avrenningsmønsteret (som antydet tidligere) også vil kunne bidra til informasjon om hvor Al kommer fra under ulike hydrologiske episoder, og under ulike stadier av en flom.

Det finnes også komponenter som oppviser konsentrasjonsvariasjoner som reflekterer biologiske prosesser i nedbørfeltet, siden de er direkte eller indirekte knyttet opp til vekstsesongen i nedbørfelt og vassdrag. Dette gjelder komponenter som løst organisk karbon (DOC), og essensielle plantenæringstoffer som NO_3^- og K^+. Organisk materiale tilføres nedbørfeltet gjennom løvfall og annet organisk strø, noe som gjør at organisk materiale primært er til stede i øverste sjiktet av et jordprofil. Utvasking av DOC vil normalt øke i avrenningen utover høsten ettersom lett nedbrytbare deler fra ferskt organisk materiale raskt tilføres vassdraget. Vekstsesongen medfører også betydelig opptak av K^+ og NO_3^- i forhold til den mengde som er tilgjengelig. Dette gjør at konsentrasjonsvariasjonen av disse ionene under flom kan variere avhengig av om flommen inntreffer i vekstsesongen eller ikke. Utenom vekstsesongen vil K^+ og NO_3^- ha en tendens til å øke i forbindelse med flom, og kan ofte ha maksimalverdier i forbindelse med selve flomtoppen. En annen årsak til at disse ionene ofte har maksimale konsentrasjoner i forbindelse med flommer, er at konsentrasjonene i vassdragene da normalt er lave. Siden både K^+ og NO_3^- også tilføres via nedbør, mye NO_3^- i sur nedbør og relativt mye K^+ i sjøsalter (kystnære områder), kan de atmosfæriske tilførslene av disse elementene være hovedårsaken til den konsentrasjonstoppen som ofte registreres samtidig med eller nær opptil maksimal vannføring.

Metaller og sporelementer

Det foreligger bare et beskjedent datamateriale om effekter av flommer på metaller og sporelementer i vassdrag. I de tilfeller der store mengder metaller ligger eksponert f.eks. i gruveområder, kan metaller vaskes ut og transporten øke med økende vannføring. Et eksempel er Glomma hvor gruveområder i øvre deler av vassdraget er en sannsynlig metallkilde. Oversvømmelse av avfallsdeponier og industriområder er andre mulige kilder i slike situasjoner. I situasjoner med punktutslipp vil forholdene normalt være motsatt, d.v.s. negativ korrelasjon mellom konsentrasjon og vannføring.

Lav pH i vassdraget vil også bidra til økte konsentrasjoner og transport, og fall i pH henger ofte nært sammen

med vannføringsøkninger. Løseligheten til aluminium er svært følsom innenfor de naturlige pH-områder vi her snakker om (pH 4-5). Andre metaller som Zn, Pb og Cd kan i tillegg finnes i forhøyede konsentrasjoner i forurenset luft og nedbør, og vil ofte kunne ha en konsentrasjonstopp tidlig i en flom, et fenomen som også er beskrevet for kjemiske hovedkomponenter.

De fleste metaller vil derimot i stor grad transporteres med partikler, og høye totalkonsentrasjoner vil derfor normalt inntreffe i flomsituasjoner, positivt korrelert med vannets turbiditet. Siden metallene ofte er sterkt bundet til partiklene vil de vanligvis være lite tilgjengelige for akvatiske planter og dyr.

Biologiske effekter

For terrestrisk flora og fauna vil vanligvis effektene av flom øke med økende maksimal vannføring. For akvatiske organismer behøver ikke dette være tilfelle. Effektene på planter og dyr i vassdrag vil gjerne være størst under de mest ekstreme vannkjemiske forhold, og dette faller ikke nødvendigvis sammen med de mest ekstreme hydrologiske situasjoner. Hydrologiske og klimatiske forhold forut for en flom er ofte langt viktigere for vannkjemien enn hvor stor vannføringen blir under en flom. Eksempelvis vil mengden svovelsyre og salpetersyre (sur nedbør) eller natriumklorid (sjøsalter) i snø eller regn være langt viktigere for vannkjemien i vassdraget enn vannføringen.

Vestlandsvassdrag er preget av store nedbørmengder, rask avrenning og tynt jordsmonn. Geologiske, topografiske og lokale meteorologiske forhold gjør at ulike delfelt innen samme vassdrag kan bli rammet forskjellig av sur nedbør. Ulik vannkvalitet og variasjoner i avrenning fra ulike delstrenger kan gi store variasjoner i blandingsforhold og dermed kjemisk vannkvalitet i hovedstrengen i vassdragenes nedre områder. Dette er særlig utpreget under vårflommer. Disse områdene utgjør også de viktigste oppholds- og reproduksjonsområdene for laksen. Det er kjent at vannkvaliteten i blandsoner nedstrøms samløp mellom sideelver og hovedstreng med ulik pH kan være svært giftig på grunn av ustabil aluminiumskjemi. Når pH endrer seg danner aluminium komplekser og felles ut. Vanntemperaturen påvirker kinetikken i polymeriserings-prosessene og dermed giftigheten.

Vassdragsreguleringer i forsurete vassdrag griper inn i disse prosessene på ulike måter, bl.a. gjennom overføringer av delfelt og tilbakeholdelse eller utslipp av vann med ulik vannkvalitet og temperatur. I noen tilfelle kan dette virke gunstig, i andre tilfelle ugunstig. Særlig kritisk er vårflommene, som faller sammen med laksens smoltstadium.
"Styrt manøvrering" kan bidra til økt vannkjemisk stabilitet på lakseførende strekning, f.eks. gjennom økt minstevannføring og tilbakeholdelse av sure tilførsler under smoltutgang om våren og derved mindre skadevirkninger på laksen. Vosso og Ekso i Hordaland og Suldalslågen i Rogaland er eksempler på regulerte vassdrag der forholdene for laksen er kritiske på grunn av forsuring, og der kombinasjon av kalking og ulike former for "styrt manøvrering", vil kunne ha positiv effekt på laksens muligheter for å overleve.

Summary

Transport of particles, nutrients and organic matter

This report focuses on variations in concentrations and fluxes of inorganic and organic dissolved compounds and particles in Norwegian surface waters during flood events.

During flood, large quantities of particles are eroded and transported downstream the watercourse, normally with the highest particle concentrations just before peak discharges. Simultaneously, highly particle-associated compounds such as organic matter, phosphorus, nitrogen and several metals are present at high concentrations. The largest mass transports occur during flood events, which in time means only during a few weeks of the year.

An extreme flood event occurred in southeastern Norway in June 1995. It was due to a combination of heavy rain and large volumes of meltwater from a considerable snowcover in the alpine and sub-alpine areas. The water effects on chemical water quality, especially on particles, plant nutrients and organic matter (TOC) are reported, primarily with focus on the largest streams in the area, namely the River Glomma, and the River Drammenselva.

Peak concentrations of phosphorus (P) and nitrogen (N) occurred during the culmination of the discharge. In the River Glomma, the total-P concentration was about 50 times higher than the pre-flood levels, while the total-N concentration was only 2-3 times higher. In the River Drammenselva, the effects were much smaller, mainly because the samples were taken near the river outlet. Since this river runs through several large lakes on its way to the coast, significant sedimentation and dilution had already taken place.

During the same flood period in 1995, the Lake Mjøsa received 70% of its annual supply of total-P within only 16 days. Correspondingly, 65% and 47% of the annual transport of total-P in the rivers Glomma and Drammenselva occurred during the same flood event. The increased nutrient levels in the large lakes under and after the flood had only minor impacts on the primary production and the subsequent biomass accumulation. This is primarily because most of the nutrients were strongly associated with particles and therefore non-bioavailable. A certain increase in bioavailable nutrients was counterbalanced by particle-induced light impairment and low water temperature.

Main chemical compounds

The concentration patterns of dissolved chemical compounds (ions) during flood events are often different from those of particles and particle-associated compounds. Furthermore, different ions exhibit different concentration patterns during flood, mainly due to their origin. While ions such as Ca^{2+}, Al^{n+}, HCO_3^- and PO_4^{3-} primarily derive from terrestrial sources, other ions such as Na^+, SO_4^{2-} og Cl^- ions are primarily transported by air and enter the catchment as wet (rain, snow) and dry deposition. Because of different physical-chemical properties of ions, there are also qualitative and quantitative differences to the extent to which they take part in biogeochemical processes in the terrestrial and aquatic ecosystems.

After a long and dry period, the water flow in streams is normally low. At that stage, the proportion of terrestrial derived ions like Ca^{2+} and HCO_3^- is normally high, which means that streamwater primarily originates from groundwater. When rain events occurr after a dry period during summer and autumn, the water easily enters the pores of the soil, and the most soluble ions on the surface of soil particles will rapidly dissolve. This will normally lead to a rise of the water table, which again results in increased concentrations of ions in the surface waters.

A similar situation will occur during spring snow melting. Due to freeze concentration processes during snow recrystallisation and melting, ions will accumulate on the surface of ice and soil particles in the uppermost soil. Considerable quantities of these ions will be dissolved by the initial meltwater and transported to rivers and lakes, causing an ion concentration peak during the initial period of the snowmelt.

The ions responsible for the concentration peaks may differ, depending on their origin or location. Melting water will normally be enriched by compounds derived from the atmosphere such as NaCl from seasalt, and strong acids from acid rain (H_2SO_4 and HNO_3). Besides ions in precipitation, typical ions derived from the terrestrial environment, will constitute a significant part when it is possible for rainwater to penetrate the soil. Since the amount of terrestrially derived ions are minor in rain and snow, the concentration decrease of these ions during flood will normally be much stronger than for the precipitation derived ions. However, the concentration of precipitation derived ions will normally also decrease during flood, since the highest concentrations of these ions are present in the first meltwater or in the first rain water. One exception is NaCl from seaspray

which is more depending on wind speed during the storm event than the volume of rain, which means that high concentrations of these ions may be present during a longer time period.

During the concentration peak in the initial phase of floods, salts or electrolytes in soils are normally released more rapidly than silica (Si), which means that the Si/salt ratio is low. Since the highly soluble salts have already been leached out from the soil in the first phase and the further dissolution rates of these compounds are lower compared with silica, the Si/salt ratio increase with time during the second phase when the flood reaches peak discharge. The concentration pattern of Si may also provide information about when the overland flow is at its highest, and when the overland flow period is over. Thus, variation in Si concentrations and Si/salt ratios may prove useful for describing different hydrologic phases of a flood.

Dissolved compounds may also derive from different sources in the soil, such as for aluminium (Al). Easily soluble inorganic Al may derive from organic Al-complexes in the uppermost humic layer. To which extent this happens depends primarily on ionic strength variations of precipitation, since the major mobilisation process is ion-exchange reactions. An example is seasalt events (periods of precipitation with high seasalt content) when significant quantities of Na^+ (from NaCl) cation exchange with Al^{n+} and H^+. Another source of relatively fast soluble inorganic Al is present in the mineral soil horizon, a horizon (if present) situated below the humic layer. The solubility of Al in this layer is primarily controlled by pH and the retention time of water. Thus, the quality and quantity of water penetrating the soil is essential for the quantity of toxic Al entering into surface waters in acidified ecosystems. In alkaline waters (pH > 5.5), however, the concentrations of inorganic Al are insignificant. In the mineral layer, silicate is often found associated with Al-precipitates. Thus, measurements of Si in acid surface waters may provide useful information about where in the soil Al comes from. Si data has so far not been used in acidification research.

The concentration of NO_3^-, NH_4^+, K^+ and dissolved organic carbon (DOC) in surface waters are highly dependent on the biological activity in both the terrestrial and aquatic parts of the catchment. High quantities of organic matter may enter the surface waters after the end of the growth season, i.e. during autumn. NO_3^-, NH_4^+ and K^+ ions are assimilated by the vegetation during the growth season, and are therefore normally present in low concentrations in surface waters during this period. The concentrations of these ions tend to increase during flood, especially outside the growth perod.

Metals and trace elements

In Norway, data on heavy metals and trace elements during floods are scarce. When metal rich sites are exposed to precipitation and/or snowmelt, like in mining areas, increased concentrations due to increasing discharges are reported. Acid rain will amplify this effect. Acid rain is also important for dissolution of inorganic Al from natural systems. Besides strong acids, long range transported air pollutants also contain metals such as Zn, Pb and Cd. Consequently, also these compounds may have a concentration peak during the early phase of flood. In natural, undisturbed systems, however, high concentrations of heavy metals and trace elements are typically found when the turbidity of the water is high, which generally means that they are strongly particle associated and therefore non-bioavailable.

Biological effects of floods

Since biological effects of floods are evaluated in a separate report, only a few points related to water chemistry are mentioned in this report.

While the largest damage to terrestrial vegetation and fauna is often related to the peak water flow, damage to aquatic biota is normally more linked to the most extreme water quality, such as during events with high concentrations of inorganic Al due to high inputs of strong acids or seasalts. Thus, the hydrology and climate history prior to an extreme episode is normally more important than the magnitude of the flood.

In streams on the westcoast of Norway, the flow will respond quickly to meteorological episodes. Variation in the catchment geology and topsoil quality and quantity, climatic factors etc., may cause local differences in water quality and hydrology. In areas where streams of different quality confluence, severe effects from 'mixing zone chemistry' may occur, like when an acidic Al-rich stream confluence with a stream of higher pH. The unstable Al chemistry of mixing zones will have significant toxic effects on fish and benthic invertebrates. Hydropower production may attenuate or amplify this effect depending on how the different water masses are mixed.

1. Innledning

1.1 Mål

Hensikten med dette delprosjektet i Hydra-programmet er å beskrive effekter av flom på kjemisk vannkvalitet i vassdrag. Med kjemisk vannkvalitet menes her de viktigste anioner og kationer (hovedkomponentene) i vassdrag, plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, tungmetaller og sporelementer samt organisk stoff.

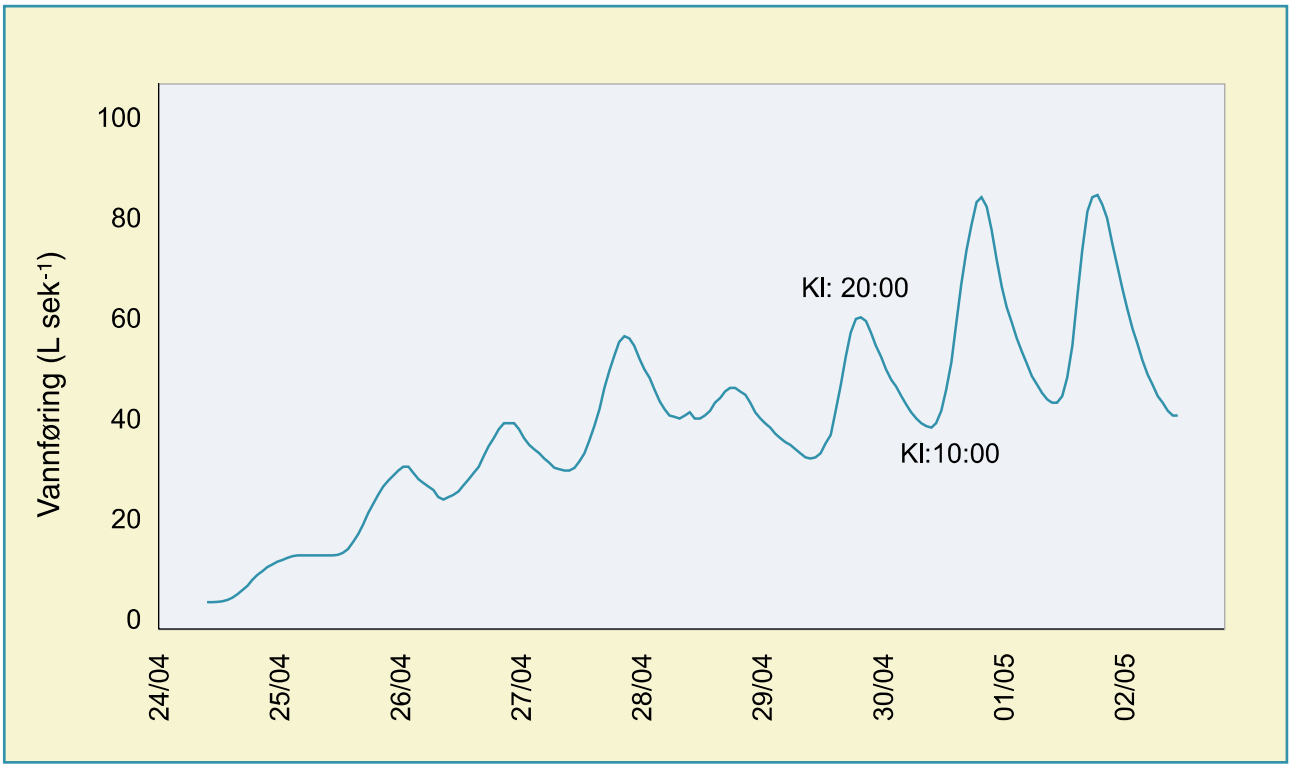
Da partikler blir behandlet i et annet delprosjekt vil det få begrenset oppmerksomhet her.

Biologiske effekter av endret vannkvalitet blir også behandlet i et separat prosjekt.

1.2 Generelt

I Norge oppstår flommer vanligvis som en følge av snøsmelting om våren og betydelige nedbørmengder på høsten. Hvor ekstreme disse flommene blir bestemmes av en rekke faktorer. Ekstrem vårflom kan inntreffe når mye snø er akkumulert i nedbørfeltet sent på vinteren og det oppstår mildvær og mye nedbør. Da tilføres vassdraget betydelige mengder av både smeltevann og nedbør. Om høsten vil de største flommene inntreffe ved intenst regnvær.

Endringer i vannføring er vanligvis den viktigste faktor for vannkjemiske variasjoner i elver. Forskjellige kjemiske komponenter vil respondere ulikt på flomepisoder. Enkelte komponenter vil være positivt korrelerte med vannføring, mens andre vil være negativt korrelerte.



Figur 1.2.1 Timesvariasjoner i vannføring under en snøsmeltingsperiode i en bekk, Svartberget (64º 14' N, 19º 46' Ø) i Nord-Sverige, våren 1993 (data fra Bishop 1995).

Figure 1.2.1 Hourly variation in water flow during snowmelt in the brook Svartberget (64º 14' N, 19º 46' Ø) in northern Sweden during spring 1993 (data from Bishop 1995).

Disse relasjonene vil også kunne være forskjellig avhengig av når på året den hydrologiske episoden inntreffer, d.v.s. om vannføringsøkningen eller flommen kommer vinterstid, om våren (snøsmelting) evt. i kombinasjon med regn, eller om høsten (høstregn). Hvilke dominerende komponenter som finnes i nedbøren (regn og/eller snø) vil også være avgjørende for de ulike komponters variasjoner med vannføring.

Siden vannføringen er viktig for vannkjemiske variasjoner, vil vi også påpeke at det kan være store døgnvariasjoner i vannføring, spesielt i mindre vassdrag og bekker.

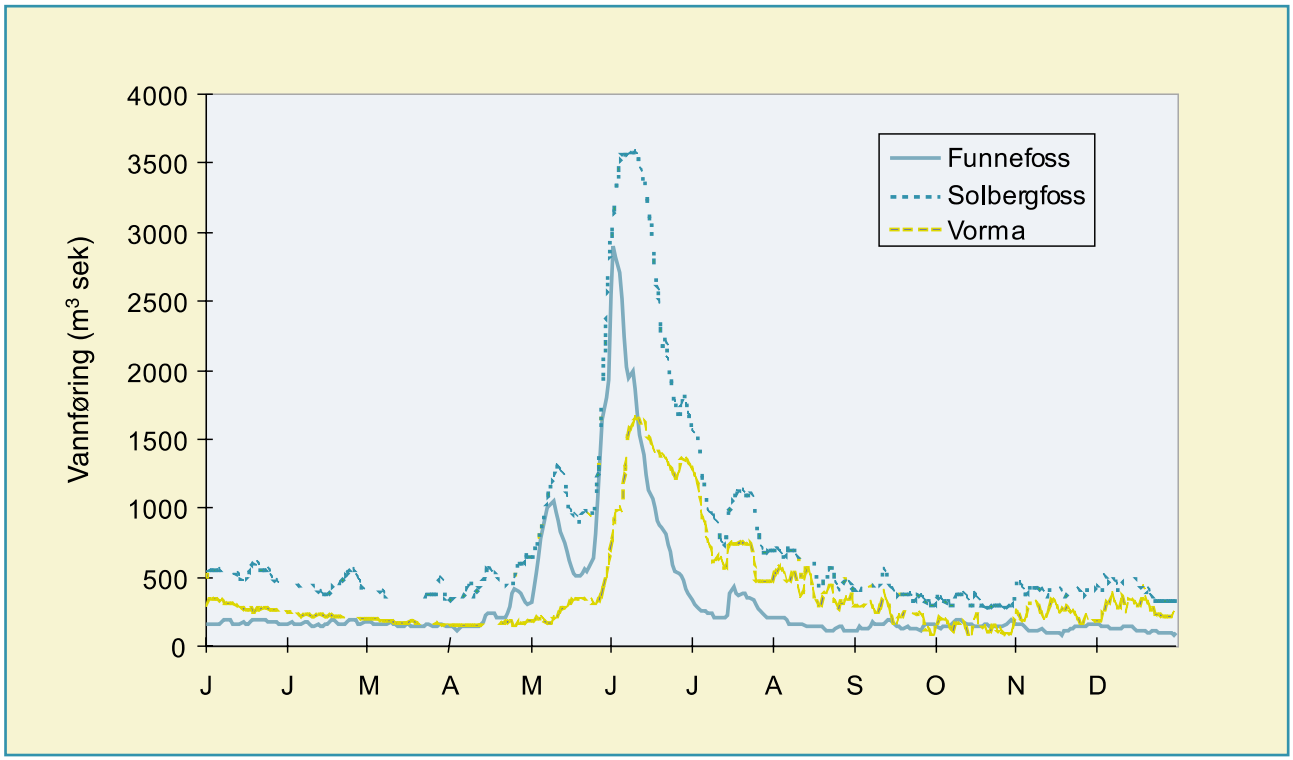
For små vassdrag vil det uansett være store variasjoner i vannføring gjennom en flom, og variasjonene vil gjennomgående være større i en høstflom enn i en vårflom. Siden vannføringen er meget viktig for vannkjemiske variasjoner, er det også viktig å være klar over at det kan være store døgnvariasjoner i vannføring. Spesielt tydelig kan dette være under vårsmeltinga, hvor vannføringen kan variere kraftig gjennom døgnet som følge av soloppvarming om dagen og kulde på natten. Dette vil vanligvis medføre døgn-maksimum på kvelden og døgnminimum på morgenen *(Fig. 1.2.1)*. Tidspunktet for prøvetaking kan da være svært avgjørende for sammenlikning av de vannkjemiske resultatene fra dag til dag.

Ved en kombinasjon av rask snøsmelting og regnvær, kan det oppstå ekstreme vårflommer som i Glommavassdraget i 1995. Denne vil bli omtalt senere i denne rapporten. Figur 1.2.2 viser raske og høye flomtopper på tre stasjoner i vassdraget, og hvordan flomtoppen beveger seg nedover i vassdraget. Det må understrekes at vannføringen på alle trestasjonene er modifisert av regulering, men i størst grad Vorma som danner utløpet av Mjøsa.

1.3 Datagrunnlag

En vesentlig del av dataene til denne rapporten er hentet fra tidligere undersøkelser av flomepisoder, og i to vassdrag der flom tilfeldigvis inntraff i undersøkelsesperioden. Av disse var det bare undersøkelsene i *Glommavassdraget og Drammensvassdraget i 1995* og av *Gaula og Altaelva i 1997* som ble gjennomført spesielt med analyse av flom som formål. Datamaterialet er derfor variablelt m.h.p. hvilke parametre som er analysert avhengig av formålet for undersøkelsene. Det kunne ha vært naturlig å diskutere forskjellige fenomener som forsuring, eutrofiering ol. i separate kapitler, men siden datamaterialet er så blandet, har vi valgt å diskutere hver dataserie, dvs. hver episode i ett vassdrag, for seg.

I denne rapporten vurderes vannkjemiske forhold i forbindelse med flom i vassdrag som i liten eller moderat grad er påvirket av punktkilder. I urbane vassdrag og i vassdrag som er sterkt påvirket av utslipp av industrielt avløpsvann, sigevann el., vil overløp og utspyling fra avløpsnettet og andre spesielle prosesser kunne prege



Figur 1.2.2 Vannføring i Glommavassdraget i 1995: Glomma ved Funnefoss og Solbergfoss nedstrøms Øyeren samt i Vorma ved Svanfoss. Data fra Glommen og Lågen Brukseierforening.

Figure 1.2.2 Water flow at three stations in River Glomma Watercourse during 1995: River Glomma at Funnefoss and Solbergfoss, and River Vorma at Svanfoss. Data from Glommen og Lågen Brukseierforening.

vannkvaliteten, men dette blir ikke behandlet her. Et unntak er tilførsler av store mengder urenset avløpsvann under flommen i Glommavassdraget i 1995. En rekke renseanlegg ble satt ut av drift pga. flommen, og i en periode ble urenset avløp fra en befolkning tilsvarende 120.000 personer tilført vassdraget. Tilsvarende ble industriområder, avfallsdeponier, tettsteder ol. satt under vann i perioder, noe som førte til unormal utvasking av forskjellige forurensende stoffer. Dette ble riktignok tilført over en lang strekning av vassdraget og mens vannføringen var på det høyeste.

En vesentlig årsak til transport av partikler og derved også f.eks. fosfor, er utvasking og erosjon av landbruksområder. 135.000 da dyrket og i stor grad gjødslet areal ble oversvømt i Glommavassdraget under flommen i 1995 (Holtan og Holtan 1996, Øygarden og medarb., 1996). Konsentrasjoner av de elementene som i stor grad er bundet til partikler vil derfor øke raskt i elva idet vannet når opp til lett eroderbare masser.

For å studere flomeffekter i mindre vassdrag har vi benyttet dataserier fra *5 av NIVAs feltforskningstasjoner* der vi har ukentlige vannkjemiske data, og hvor vannføring måles kontinuerlig. Siden dette er stasjoner som inngår i overvåkningsprogrammet for sur nedbør, vil det naturligvis fokuseres på kjemiske hovedkomponenter i vann (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{2}, Cl^{-}, NO_3^{-}) i forbindelse med flom, i tillegg til humus-innhold (TOC: totalt organisk karbon), pH og uorganisk labilt aluminium (LAL). Konsentrasjoner av LAL >50 µg Al L^{-1}, er regnet for å være akutt toksisk for fisk, og derfor primær dødsårsak for vannorganismer i forsurede vassdrag.

Data fra flomepisoder i *Nordmarka i Oslo fra 1997* er presentert.

I tillegg presenteres data fra en vårflom i *et svært humuspåvirket område i Nord-Sverige*, med tillatelse fra professor Kevin H. Bishop, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.

Vurdering av tungmetaller og sporelementer i forbindelse med flom er basert på *25 elver i Møre og Romsdal fra 1996*, både under vårflom (medio juni), og ved lavvannføring om høsten (medio august). Disse dataene er ikke tidligere publisert.

I tilknytning til dette delprosjektet av Hydra ble det finansiert prøvetaking og analyse av vannprøver fra flom i *Gaula og Altaelva i juni 1997*. Hovedvekt ble lagt på studiet av variasjoner i plantenæringsstoffer, partikler og løste ioner.

Det vil også bli presentert allerede publiserte data om relasjoner mellom løst silisium i vann og andre kjemiske komponenter som kan gi gode indikasjoner på ulike typer avrenning og variasjon i løselighet av ulike ioner fra nedbørfeltet.

2. Effekter på vannkjemisk sammensetning

Dette kapitlet bygger primært på store foreliggende datasett på NIVA: dels fra langtidsstudier av forsuring i norske vassdrag (kapittel 2.1), fra perioder under hhv. høy og lav vannføring i 25 elver i Møre og Romsdal (kapittel 2.2) og dels fra studier av flomepisoder i store norske vassdrag: Glomma og Drammenselva (kapittel 2.3), samt i Gaula og Altaelva (kapittel 2.4).

2.1 5 av NIVAs forsuringsområder

Ukentlige analyser av vannkjemi er gjennomført for et antall nedbørfelter spredt over hele landet for å overvåke forsuringssituasjonen. Med unntak av Dalelv som startet i 1988, har disse feltene vært undersøkt siden 1974. Feltforskningsområdene er fordelt rundt i Norge, slik at Sørlandet (Birkenes i Aust-Agder og Storgama i Telemark), Østlandet (Langtjern i Buskerud), Vestlandet (Kårvatn i Møre og Romsdal) og Nord-Norge (Dalelv i Finnmark) dekkes. Dette gjør at vi har dekket ulike klimatiske forhold med hensyn på temperatur og nedbørmengde, samt ulik geologi, topografi og kjemisk sammensetning av nedbøren som gir opphav til ulik vannkjemisk sammensetning. Dataene som benyttes finnes også i årsrapportene fra SFT "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, Statlig program for forurensnings-overvåking".

2.1.1 Beskrivelse av områdene

En presentasjon av klima, nedbør, geologi og vegetasjon i disse feltene forklarer hvorfor flomregimene og effekten på vannkjemien er så forskjellige. Tabell 2.1.1 gir en samlet oversikt over sentrale karakteristika for de 5 feltene.

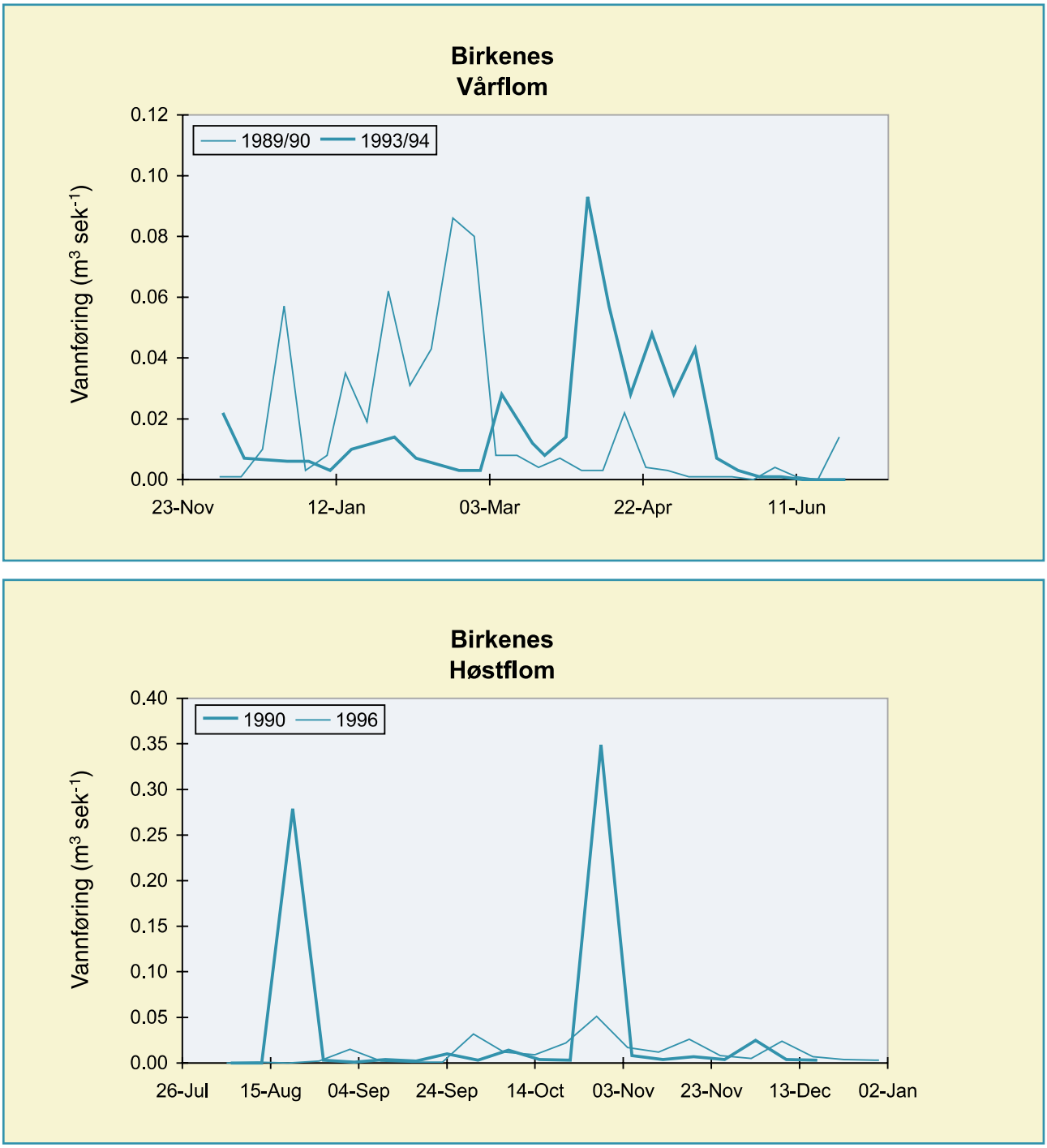
Tabell 2.1.1 Viktige nedbørfelt-karakterer for 5 av NIVAs overvåkningsfelter.

Table 2.1.1 Catchment characteristics for 5 monitoring stations run by the Norwegian Institute for Water Research.

	Birkenes	Storgama	Langtjern	Kårvatn	Dalelv
Geografiske data					
Breddegrad (N)	58°23'	59°01'	60°22'	62°47'	69°70'
Lengdegrad (E)	8°15'	8°32'	9°39'	8°53'	30°35'
Nedbørfeltareal (km^2)	0.41	0.6	4.8	25	3.2
h.o.h. (m)	200-300	580-690	510-750	200-1375	0-241
Hydrologi					
Årlig nedbør (mm ±	1529 ±	1206 ±	864 ±	2175 ±	429 ± 142
1 st. avvik)	283	273	159	275	
Årlig avrenning (mm ±	1169 ±	947 ±	614 ±	1856 ±	390 ± 199
1 st. avvik)	288	287	186	306	
Arealfordeling %					
Bart fjell, tynt jorddekke	3	59	74	76	
Myr og torvmark	7	22	16	2	
Skog med tykkere jorddekke	90	11	5	18	
Innsjøer	-	8	5	4	15
Dominerende bergarter	granitt, biotitt	granitt	gneis	gneis kvartsitt	glimmer-skifer, gneis

Birkenes

Birkenes ligger i Aust-Agder (58°23'N, 08°15'Ø), 15 km nord for Kristiansand. Lokaliteten ligger langt syd, nær kysten og kun 200-300 m o.h., med middeltemperatur for 1. kvartal (1974-1991) på -2.0 ± 2.9°C. Dette innebærer ofte mildværsperioder vinterstid der betydelige mengder vann kan renne ut av feltet. Dette gjør at vårflommene vanligvis er mindre enn høstflommene (Figur 2) og kan i enkelte år nesten helt utebli. Høyeste vannføring registreres vanligvis i oktober, mens høyeste vannføring om våren oftest inntreffer i april. Høyeste vannføring i perioden 1988-1996 ble registrert i oktober 1990 (Figur 2.1.1), mens kraftigste vårflom ble registrert våren 1994 (primo april). Årlig nedbørmengde er ca 1500 mm.

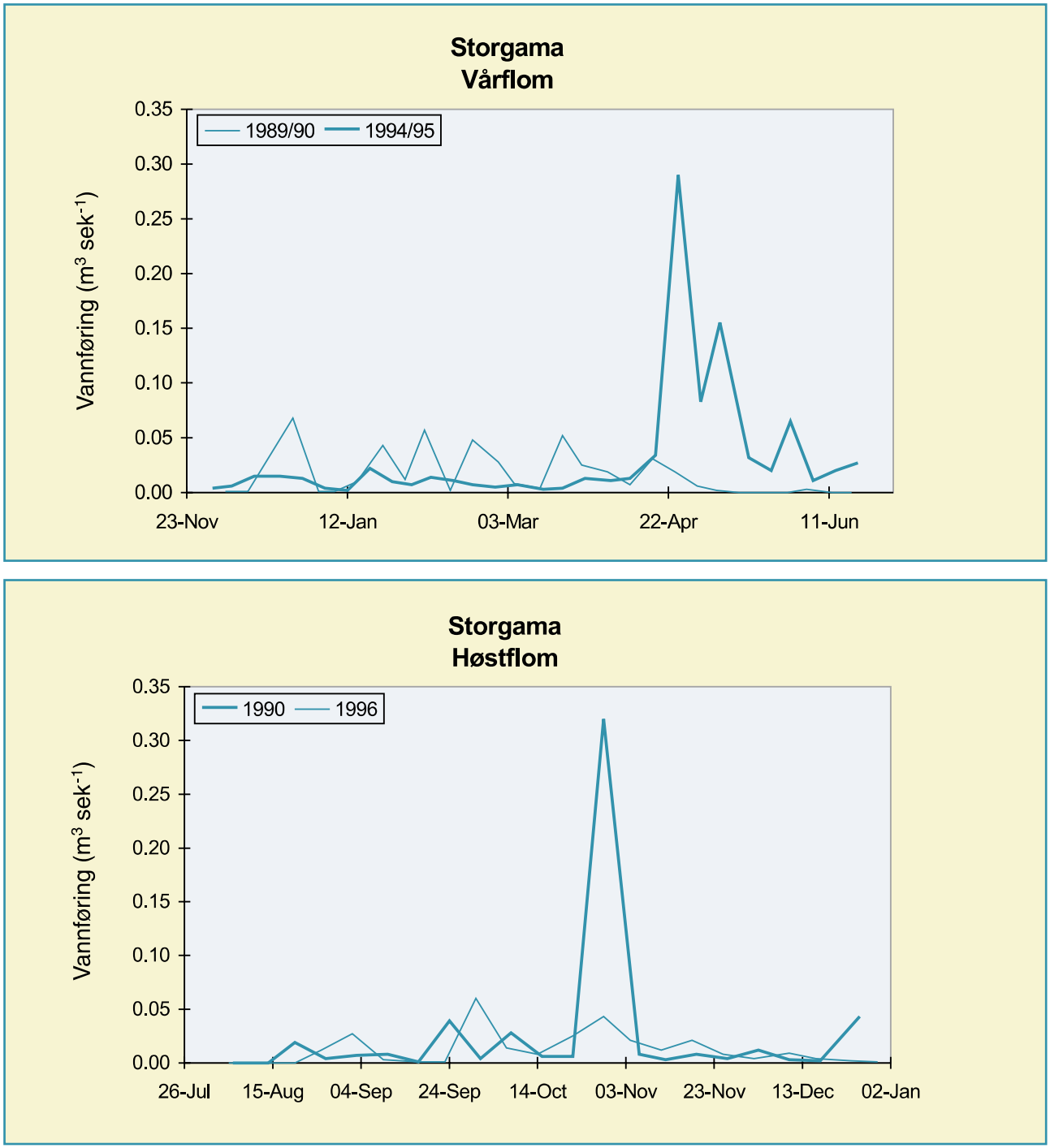


Figur 2.1.1 Vannføring i Birkenes-feltet under ekstreme vår (øverst) og høstsituasjoner (nederst). Minimal vår og høstflom i 1990 skyldes h.h.v. lite snø og betydelig avrenning p.g.a. mild vinter, og lite regn om høsten.

Figure 2.1.1 Water flow at Birkenes during extreme situations at spring (upper) and autumn (lower). Minimal run-off during spring and autumn in 1990 is caused by thin snow cover and mild winter, and low precipitation during the autumn.

Storgama

Storgama ligger 35 km nord for Birkenes, i Telemark (59°01'N, 08°32'Ø). Siden feltet ligger fra 580 - 690 m o.h., er ikke perioder med mildvær så vanlig vinterstid i dette feltet som i Birkenes. Dette gjør at høyeste vannføring vanligvis inntreffer i første halvdel av mai. Siden feltet i stor grad består av bart fjell og har liten magasinkapasitet, inntreffer ofte relativt kraftige flomtopper også på høsten. Dette medførte at høyeste vannføring i perioden 1988-1996 ble registrert ultimo oktober 1990 (Figur 2.2), som også var tilfelle i Birkenesfeltet. Høyeste vannføring om våren ble regissert i slutten av april 1995 (Figur 2.1.2). Årlig nedbørmengde i dette området er ca 1200 mm.

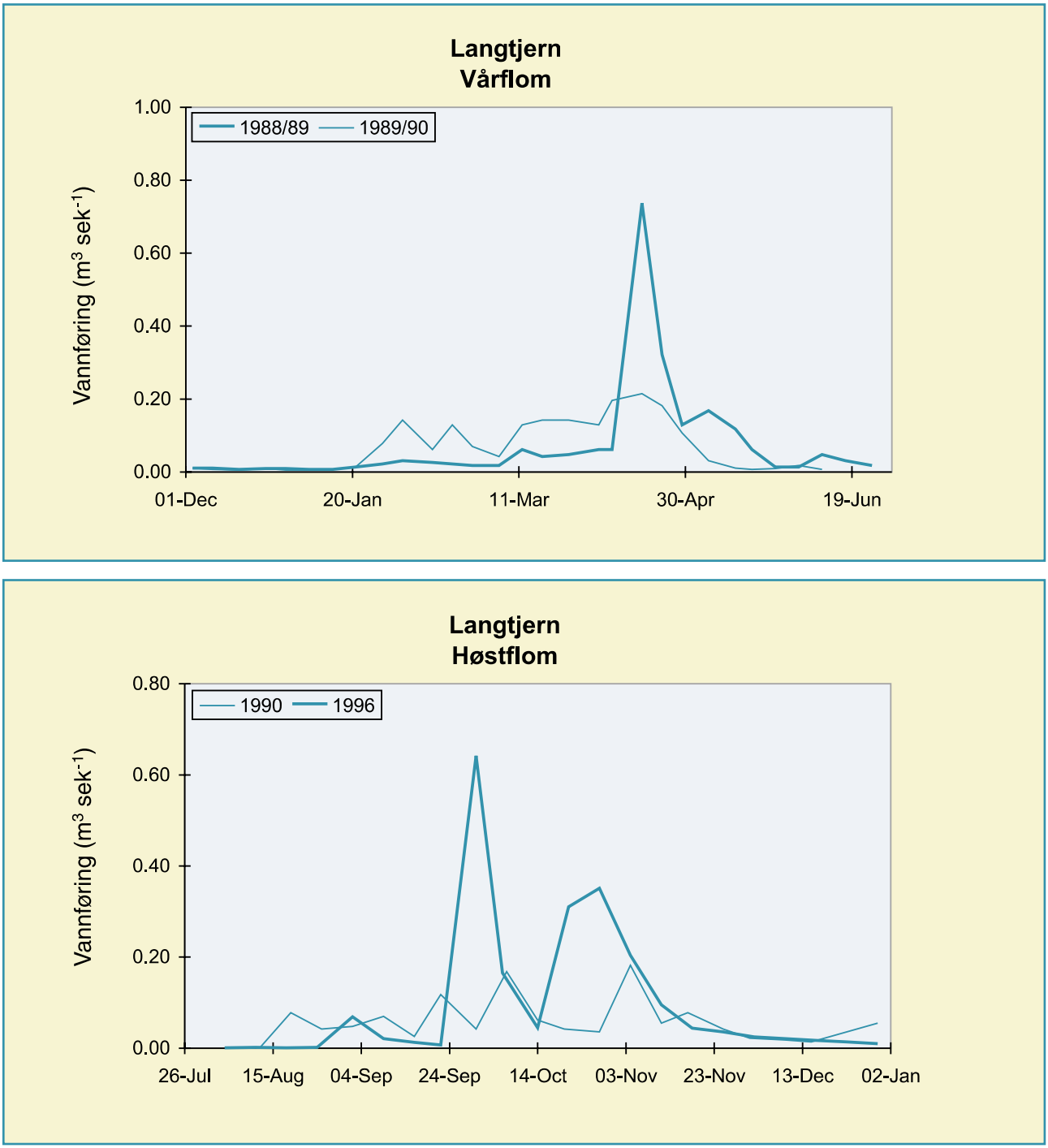


Figur 2.1.2 Vannføring i Storgama-feltet under ekstreme vår (øverst) og høstsituasjoner (nederst). Minimal vår og høstflom i 1990 skyldes h.h.v. lite snø og betydelig avrenning p.g.a. mild vinter, og lite regn om høsten.

Figure 2.1.2 Water flow at Storgama during extreme situations at spring (upper) and autumn (lower). Minimal run-off during spring and autumn in 1990 is caused by thin snow cover and mild winter, and low precipitation during the autumn.

Langtjern

Langtjern ligger 100 km nordvest for Oslo, i Buskerud (60°22'N, 09°39'Ø). Feltet ligger fra 510 - 750 m o.h., og har et mer kontinentalt klima enn Storgama og Birkenes. Middeltemperaturen for 1. kvartal (1974-1991) var -6.8 ± 3.4°C, noe som betyr at lengre mildværsperioder vinterstid ikke er vanlig. Vanligvis inntreffer de høyeste vannføringer tidlig i mai, men i snøfattige vintre kan vårflommen være relativt liten. Dette fører til at høyeste vannføring vanligvis inntreffer i første halvdel av mai. Høyeste vannføring ble registrert i mai 1988 og i april 1989, mens høyeste vannføringer om høsten ble registrert i september 1988 og 1996 (Figur 2.1.3), samt november 1991. Årlig nedbørmengde er ca 850 mm.

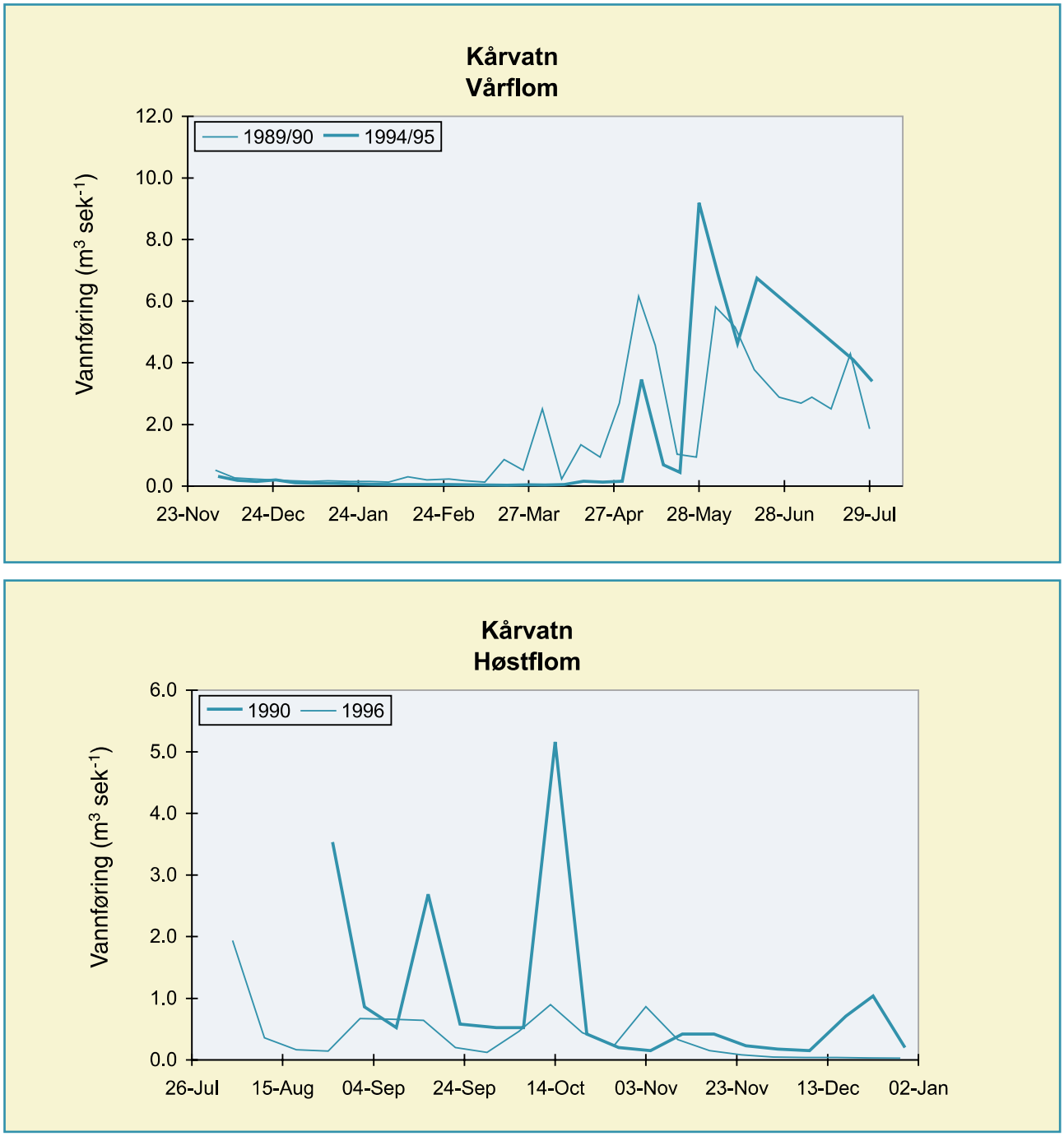


Figur 2.1.3 Vannføring i Langtjern-feltet under ekstreme vår (øverst) og høstsituasjoner (nederst). Minimal vår og høstflom i 1990 skyldes h.h.v. lite snø og betydelig avrenning p.g.a. mild vinter, og lite regn om høsten.

Figure 2.1.3 Water flow at Langtjern during extreme situations at spring (upper) and autumn (lower). Minimal run-off during spring and autumn in 1990 is caused by thin snow cover and mild winter, and low precipitation during the autumn.

Kårvatn

Kårvatn ligger på Nordvestlandet i Møre og Romsdal (62°47'N, 08°53'Ø). Feltet ligger fra 200 - 1375 m o.h. Den store høydeforskjellen er typisk for vassdrag på Vestlandet, noe som gir opphav til store temperatur og nedbørsgradienter innen feltet. Betydelige mengder snø akkumuleres vanligvis i feltet om vinteren, slik at vårflommene normalt blir langt større enn høstflommene. Normalt vil store høydeforskjeller gjøre at flere store flomtopper opptrer under våren og forsommeren (Figur 2.1.4), og gir høy vannføring fram til tidlig i august. Høyeste vannføring inntreffer normalt i slutten av mai. Høyeste målte vannføring ble registrert i mai 1993 og 1995, mens høyeste vannføringer om høsten ble registrert i september 1988 og i oktober 1990. Årlig nedbørmengde er ca 2200 mm.

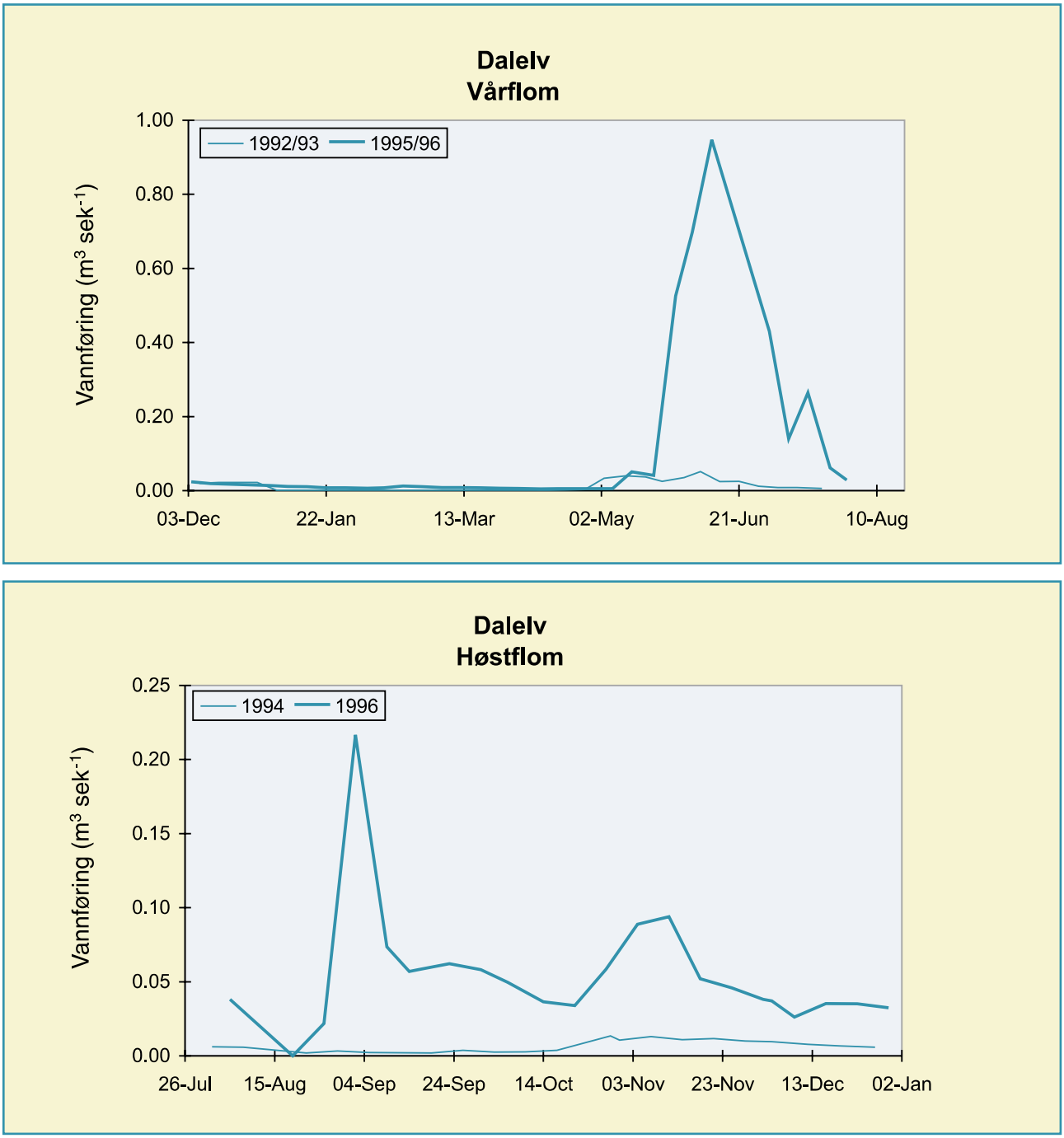


Figur 2.1.4 Vannføring i Kårvatn-feltet under ekstreme vår (øverst) og høstsituasjoner (nederst). Minimal høstflom i 1990 skyldes lite snø og varm vår og sommer og lite regn om høsten.

Figure 2.1.4 Water flow at Kårvatn during extreme situations at spring (upper) and autumn (lower). Minimal run-off during spring and autumn in 1990 is caused by thin snow cover and mild winter, and low precipitation during the autumn.

Dalelv

Dalelv ligger ved Jarfjord i Finnmark nær grensen mot Russland. Feltet ligger fra 0-241 m o.h. Rundt 15% av nedbørfeltarealet er innsjøer, noe som er klart høyere enn i de andre feltene. Selv om feltet ligger nær havet ligger det så langt mot nord og øst at området normalt har lang og kald vinter. Dette i kombinasjon med lite nedbør, gjør at vårflommene alltid er de største. Høyeste vannføring inntreffer normalt i slutten av mai og begynnelsen av juni (Figur 2.1.5). Høyeste registrerte vannføring var i juni 1996, og høyeste vannføring om høsten ble registrert i september samme år. Årlig nedbørmengde er ca 430 mm.



Figur 2.1.5 Vannføring i Dalelv-feltet under ekstreme vår (øverst) og høstsituasjoner (nederst). Ingen vårflom i 1993 og høstflom i 1994 skyldes svært lite vinternedbør.

Figure 2.1.5 Water flow at Dalelv during extreme situations at spring (upper) and autumn (lower). Minimal run-off during spring and autumn in 1990 is caused by thin snow cover and mild winter, and low precipitation during the autumn.

2.1.2 Resultater for vannkjemi

Variasjoner i vannkjemi under flomsituasjoner er vurdert for alle feltforskningsområdene i tidspunktet omkring høyeste registrerte vannføring vår og høst for perioden 1988-1996. I tillegg er noen spesielle hydrologiske episoder presentert der påvirkninger fra sjøsalter eller sterke syrer har resultert i spesielle vannkjemiske forhold.

2.1.2.1 Vannkjemi i år med store flommer

Vannkjemiske hovedkomponenter

Vårflommen begynner vanligvis med en liten vannstandsøkning flere uker før selve flomtoppen. I Sør-Norge kommer denne initielle vannføringsøkningen vanligvis i mars - april, mens maksimal flomtopp normalt inntreffer i perioden 15. april til 15 juni; tidligst i sør og i nedbørfelt nær kysten.

I det vårsmeltinga begynner vil vannet i vassdragene ofte være svært ionerikt, som en følge av at lettløselige komponenter både i snø og jord raskt løses ut med det første smeltevannet (Figur 2.1.6 og 2.1.7). Minst ekstrem er denne økningen vanligvis i avrenningsvannet fra Langtjern, fordi dette området består av myr og skog, samtidig med at vannprøven tas ved utløpet av en innsjø. Dette bidrar til å dempe både hydrologiske og vannkjemiske variasjoner.

Typisk for disse feltene er en betydelig fortynning av ioner gjennom hoved-flommen, og at konsentrasjonen av basekationer (BK) og sterksyreanioner (SSA) ligger på et lavere nivå en god stund etter vårflommen sammenliknet med situasjonen før flommen satte inn.

Avtaket i basekationer (BK) gjennom flommen er vanligvis kraftigere enn avtaket i sterksyreanioner (SSA). Dette medfører at vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC = BK-SSA) avtar (Figur 2.1.8 og 2.1.9). Vanligvis opptrer laveste ANC-verdi under selve flomtoppen. Enkelte småflommer på høsten kan derimot resultere i økning i ANC. Dette skyldes mest sannsynlig oppløsning av lettløslige ioner i nedbørfeltet etter en lengre tørkeperiode, samtidig som den hydrologiske episoden er relativt liten, og av kortere varighet.

Negative ANC-verdier betyr at vannets pH er så lav at mulighetene for utløsning av giftige former av uorganisk aluminium (LAL) fra nedbørfeltet er store. I forsurete områder som Storgama og Birkenes er ANC permanent negativ, og går ytterligere ned under flom. I Storgama er H^+-konsentrasjonen på sitt høyeste under maksimal vårflom, mens høyeste LAL-konsentrasjon gjerne opptrer på et tidligere tidspunkt av flommen (Figur 2.1.8). Det samme mønsteret finner en også under vårflommen i Birkenes. Dette feltet er enda sterkere forsuret og har betydelig høyere LAL-konsentrasjoner.

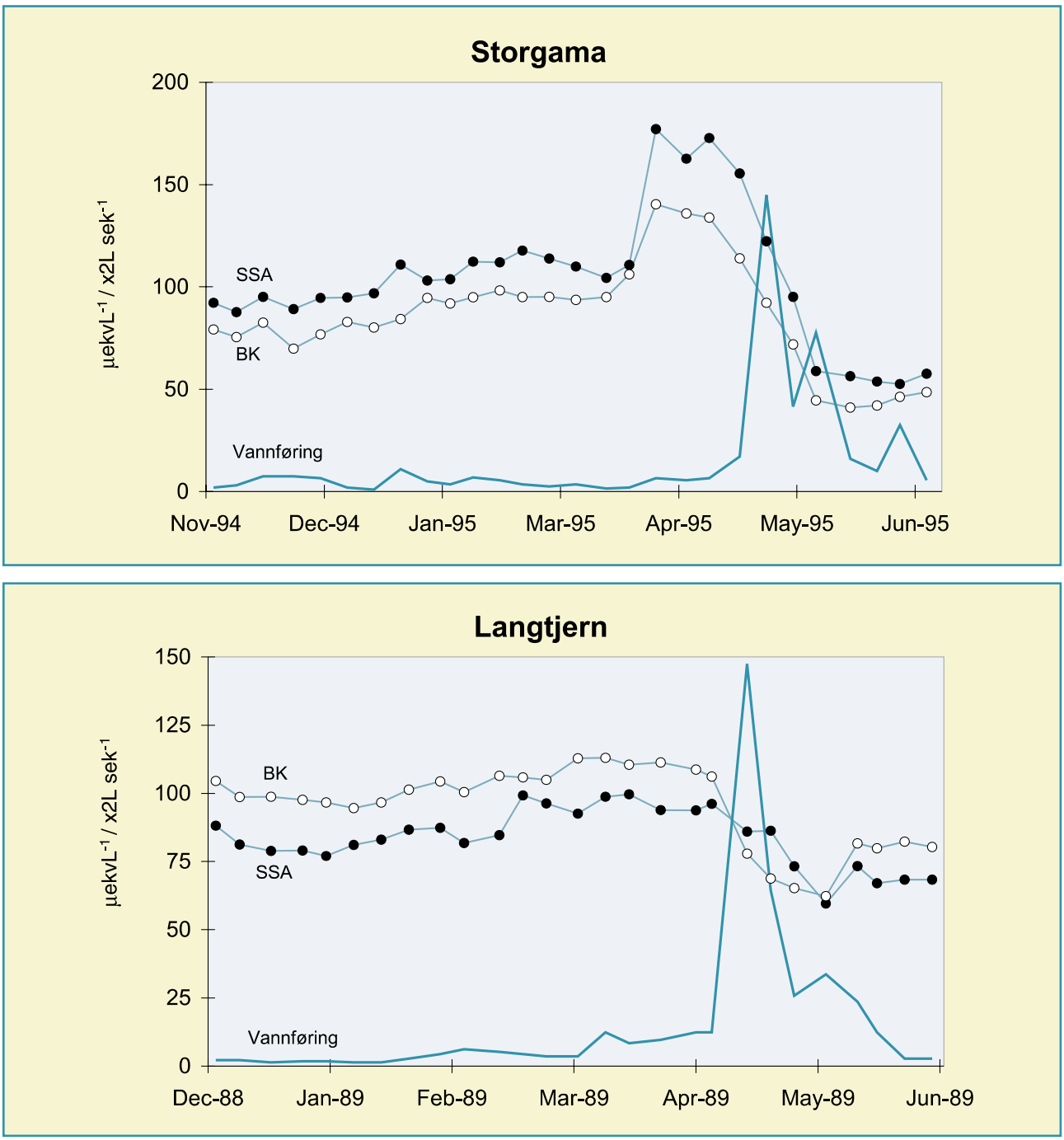
I Langtjern ble den klart laveste pH-verdien (se Figur 2.1.8) registrert ved maksimal vannføring, primært som et resultat av at basekationene avtok betydelig sterkere enn sterksyranionene under flommen (Figur 2.1.6). LAL-konsentrasjonen endret seg derimot lite under hele flommen (Figur 2.1.8). At LAL oppfører seg noe annerledes i Langtjern-feltet skyldes i hovedsak vannets høye konsentrasjon av organiske syrer (humus), som medfører at mesteparten av aluminiumet er kompleksbundet til organiske anioner, og derfor i større grad følger konsentrasjonen av organisk materiale (TOC) gjennom en flom.

I Kårvatn som er ubetydelig påvirket av sur nedbør faller også ANC betydelig gjennom flommen, men blir svært sjelden negativ. Dette betyr at pH-fallet ikke blir dramatisk og verdien blir sjelden så lav at mulighetene for å løse ut giftige Al-former er til stede. Dalelv er derimot moderat påvirket av sur nedbør, men syrenøytraliseringskapasiteten i feltet er god (Figur 2.1.9). Derfor har ikke vårsmeltinga gitt dramatiske vannkjemiske forandringer i dette feltet foreløpig. Hvis påvirkningen fra sur nedbør blir større eller holder seg på dagens nivå over lengre tid, vil mulighetene for mer ugunstig vannkjemi under flomperioder kunne øke i Dalelv etter hvert som nedbørfeltet forsures ytterligere.

Høstflommene er vanligvis mindre enn vårflommen i de feltene der det normalt akkumuleres mye snø gjennom vinteren, d.v.s. i alle feltene utenom Birkenes. Dette kommer relativt godt fram også når en ser på maksimal registrerte vannføringer både vår og høst. Unntaket er Storgama og Langtjern, hvor høyeste registrerte vannføring om høsten er tilnærmet lik høyeste registrerte vannføring om våren. Vannkjemien i forbindelse med maksimal vannføring i Birkenes på høsten er ikke vurdert her, fordi denne inntraff i forbindelse med en kraftig sjøsaltepisode, og vil derfor bli behandlet spesielt senere.

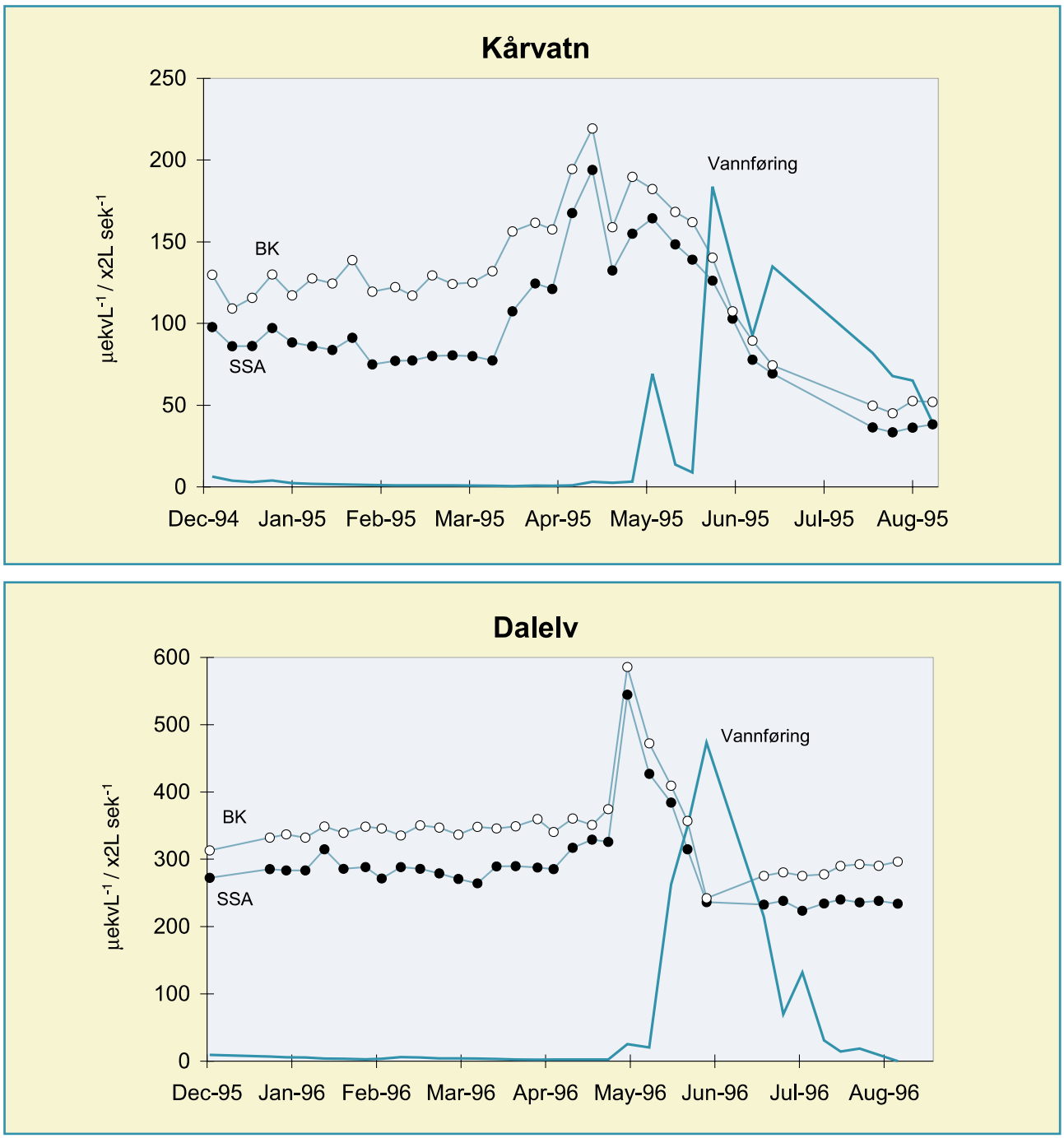
Alle feltene viser en tendens til økning i konsentrasjonen av nesten alle ioner utover høsten (Figur 2.1.10), og at høstflommene kun medfører moderate endringer i konsentrasjonene. Enkelte flommer medfører en viss økning, andre en viss nedgang eller tilnærmet uendret vannkjemi. Tendensen til økt konsentrasjon av ioner utover høsten har sannsynligvis sammenheng med at plantenes vekstsesong var over, noe som betyr redusert opptak av ioner i vegetasjon, samtidig med at feltene også tilføres mye ferskt organisk materiale hvor en del ioner vil frigjøres relativt raskt under en tidlig fase av nedbrytingen. Dette kan til en viss grad illustreres med en økning i løst organisk materiale i vann utover høsten (Figur 2.1.11).

At vannkjemiske endringer ofte blir mindre dramatiske under høstflommer beror også på at større vannmengder har muligheter til å trenge ned i jorda på denne tiden enn det som vanligvis er tilfelle under vårflommer. Dette gjør at vannets oppholdstid og muligheter til å ta del i biogeokjemiske prosesser øker, slik at vannkjemiske variasjoner vil dempes.



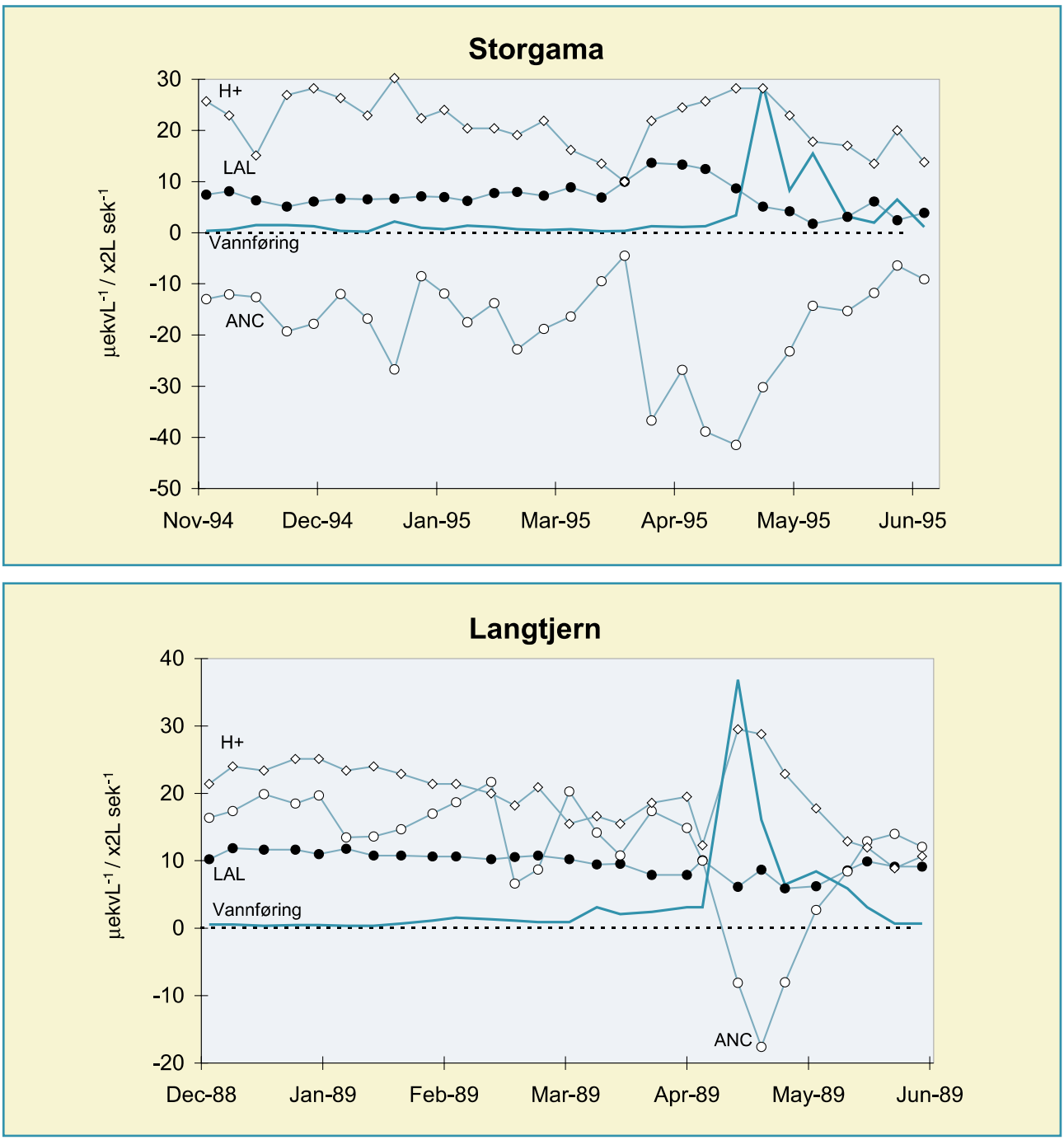
Figur 2.1.6 Vannføring og konsentrasjoner av basekationer (BK: ΣCa^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) og sterksyreanioner (SSA: ΣSO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-}) i avrenningen fra Storgama og Langtjern. Storgama har mye bart fjell i nedbørfeltet, mens Langtjern har mye skog og myr i nedbørfeltet.

Figure 2.1.6 Water flow and concentrations of base cations (BK: ΣCa^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) and strong acid anions (SSA: ΣSO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-}) in runoff from Storgama and Langtjern catchments. Storgama in Telemark County has much bare rock, while Langtjern in Buskerud County has much more forest and bogs



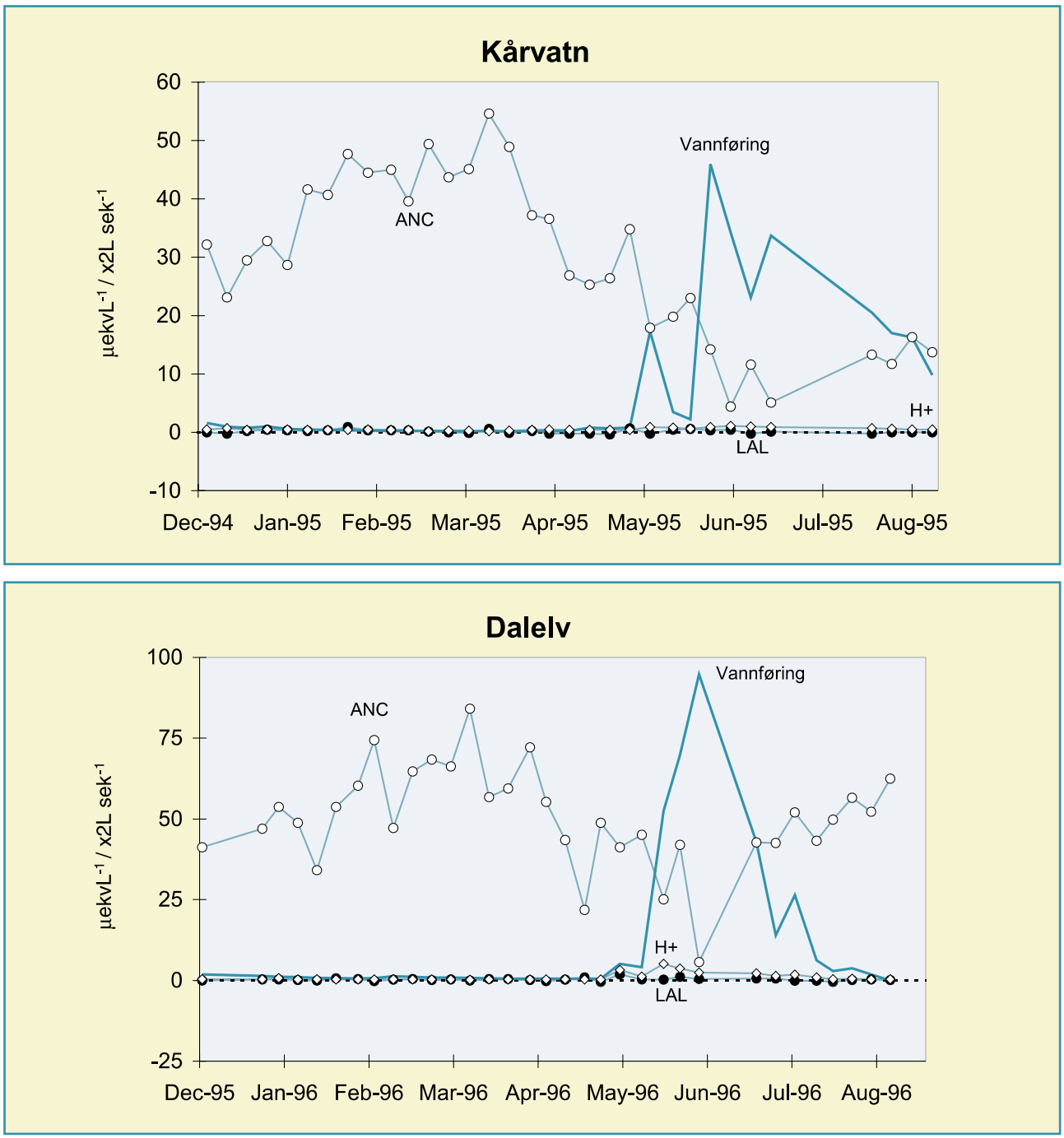
Figur 2.1.7 Vannføring og konsentrasjoner av basekationer (BK: ΣCa^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) og sterksyreanioner (SSA: ΣSO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-}) i avrenningen fra Kårvatn og Dalelv. Kårvatn er lite påvirket av sur nedbør. Dalelv er moderat påvirket av sur nedbør.

Figure 2.1.7 Water flow and concentrations of base cations (BK: ΣCa^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) and strong acid anions (SSA: ΣSO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-}) in runoff from Kårvatn and Dalelv catchments. Kårvatn in Møre og Romsdal County has little influence from acid rain, while Dalelv in Finnmark County is moderately affected.



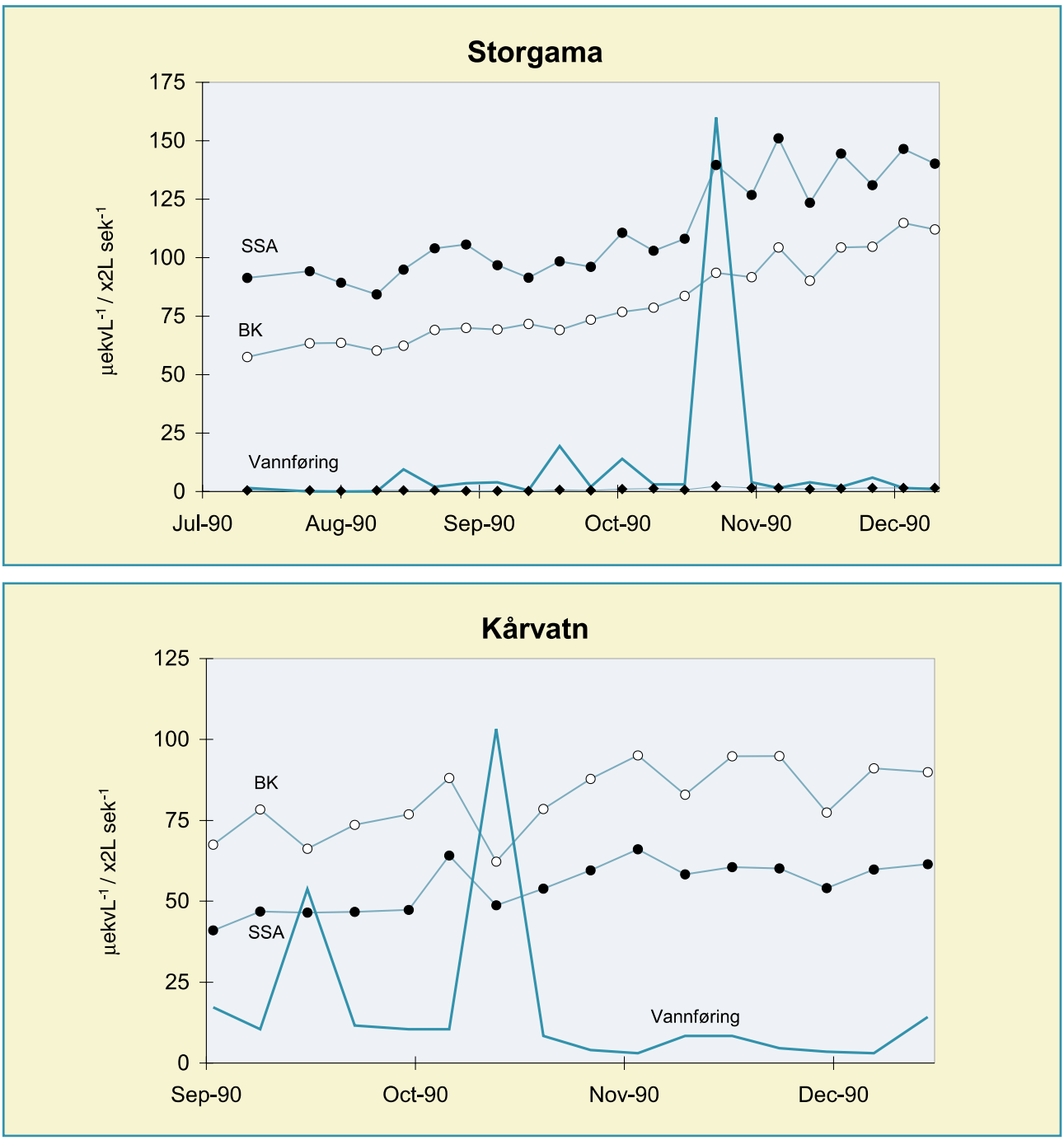
Figur 2.1.8 Vannføring, syrenøytraliseringskapasitet (ANC = BK - SSA), og konsentrasjoner av H^+ og giftige Al-former (LAL) i avrenningen fra Storgama- og Langtjern-feltene. Begge er påvirket av sur nedbør, hvor Storgama har dårligere syrenøytraliseringskapasitet enn Langtjern fordi dette feltet bl.a. har lite løsmasser, skog og myr, og kortere hydrologisk oppholdstid. Storgama har også langt lavere humuskonsentrasjon (TOC) i vannet. Humus består i stor grad av svake organiske syrer, som i seg selv er pH-buffere.

Figure 2.1.8 Water flow, acid neutrilising capasity (ANC = BK - SSA), and concentrations of H^+ and toxic aluminium species (LAL) in runoff from the Storgama and Langtjern catchments. Both of these are affected by acid rain, while Storgama has lower ANC than Langtjern catchment, because this catchment has thin soil cover, less forests and bogs, as well as shorter hydraulic retention times. Humus consists primarily of weak organic acids, which are pH buffers.



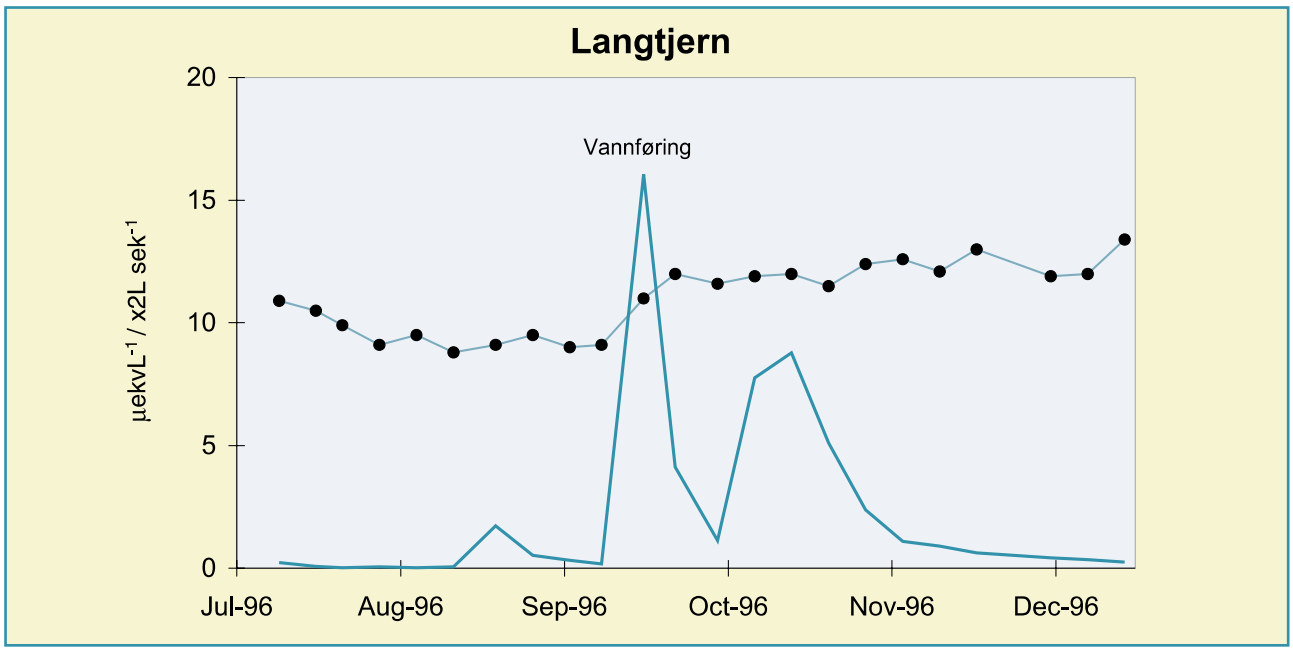
Figur 2.1.9 Vannføring, syrenøytraliseringskapasitet (ANC = BK - SSA), og konsentrasjoner av H^+ og giftige Al-former (LAL) i avrenningen fra Kårvatn og Dalelv. Dalelv er moderat påvirket av sur nedbør, mens påvirkning av sur nedbør er minimal ved Kårvatn.

Figure 2.1.9 Water flow, acid neutrilising capasity (ANC = BK - SSA), and concentrations of H^+ and toxic aluminium species (LAL) in runoff from Kårvatn and Dalelv. Dalelv is moderately affected by acid rain, while this is of negligible importance in Kårvatn.



Figur 2.1.10 Vannføring og konsentrasjoner av basekationer (BK: ΣCa^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) og sterksyreanioner (SSA: ΣSO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-}) høsten 1990 i Storgama og Kårvatn.

Figure 2.1.10 Water flow and concentrations of base cations (BK: ΣCa^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) and strong acid anions (SSA: ΣSO_4^{2-}, Cl^{-}, NO_3^{-}) in runoff from Storgama and Kårvatn catchments.



Figur 2.1.11 Vannføring og konsentrasjoner av total organisk karbon (TOC) høsten 1996 i Langtjern.

Figure 2.1.11 Water flow and concentrations of total organic carbon (TOC) during autumn 1996 in Langtjern catchment.

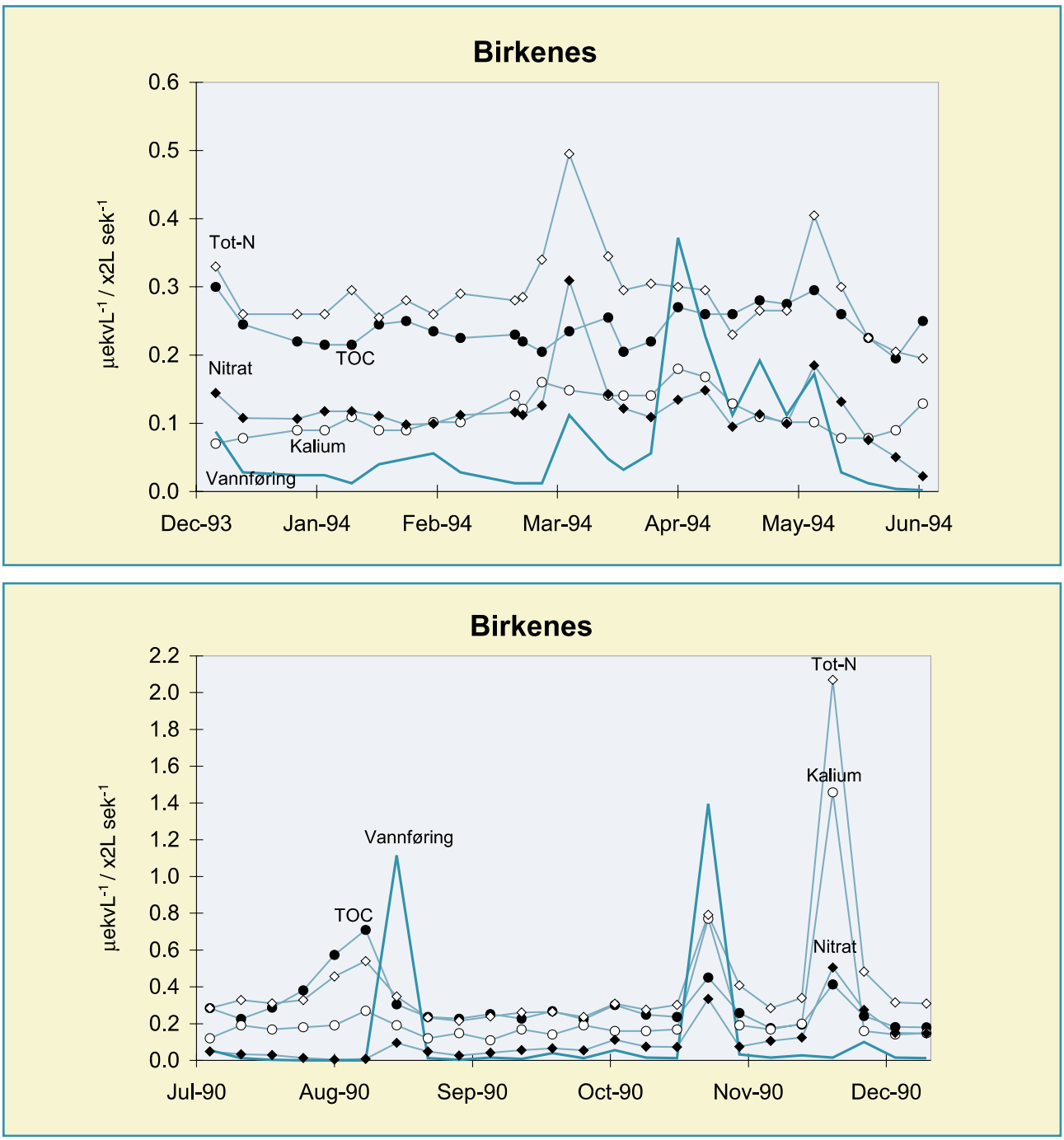
Essensielle plantenæringsstoffer og løst organisk stoff

Fosfor, nitrogen og karbon er hovedbyggesteinene i organisk materiale. I innsjøer er normalt fosfor vekstbegrensende, mens landvegetasjon normalt er nitrogenbegrenset. Også kalium finnes normalt i lave konsentrasjoner i jord og vann, og blir derfor ofte vurdert sammen med nitrogen og fosfor. Organisk karbon er også interessant fordi organisk materiale er en viktig energikilde og viktig transportør av mange essensielle kationer. Uorganisk karbon (CO_2) inngår i fotosyntesen, men er sjelden vekstbegrensende og inngår heller ikke i måleprogrammene for feltforskningsområdene.

Av uorganisk nitrogen har vi to hovedformer i vann nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). Normalt foretrekker primærprodusenter NH_4^+, fordi det er energimessig mer lønnsomt og ta opp dette ionet framfor NO_3^-. En hovedkilde til disse nitrogen-komponentene er nedbøren, p.g.a. forbrenning av fossilt brensel (NO_3^-) og ammoniakk fra husdyrgjødsel som løst i vann gir NH_4^+. I de områdene som mottar mest sur nedbør i Norge, er det i dag mer nitrogen enn svovel i nedbøren, og omtrent like mengder NO_3^- og NH_4^+. Siden NH_4^+ foretrekkes av planter, og samtidig er et kation, vil NH_4^+-ioner lettere holdes tilbake i nedbørfeltet enn det mere mobile NO_3^--ionet. Dette gjør at NH_4^+-konsentrasjonen i vann normalt er lav, med unntak av vassdrag som er sterkt belastet av punktkilder. Dette er bakgrunnen for at NH_4^+ ikke er analysert i feltforskningområdene. Like fullt kan relativt høye NH_4^+-konsentrasjoner forekomme i relativt næringsfattige vann under vårsmelting eller i forbindelse med rask avrenning av nedbør på frossen mark. P.g.a. mineralisering av ferskt organisk materiale kan også NH_4^+ øke i perioder om høsten.

Humøse systemer (brunt vann) har vanligvis høyere NH_4^+-konsentrasjoner enn klarvannssystemer, noe som kan ha sammenheng med at det positivt ladete NH_4^+-ionet kan kompleksbindes med negative organiske anioner (Lydersen og medarb., 1996). Siden overvåkingsprogrammet kun analyserer på total nitrogen (Tot-N) og NO_3^-, lar det seg ikke gjøre å skille mellom organisk bundet nitrogen (Org-N) og NH_4^+ fra disse undersøkelsene.

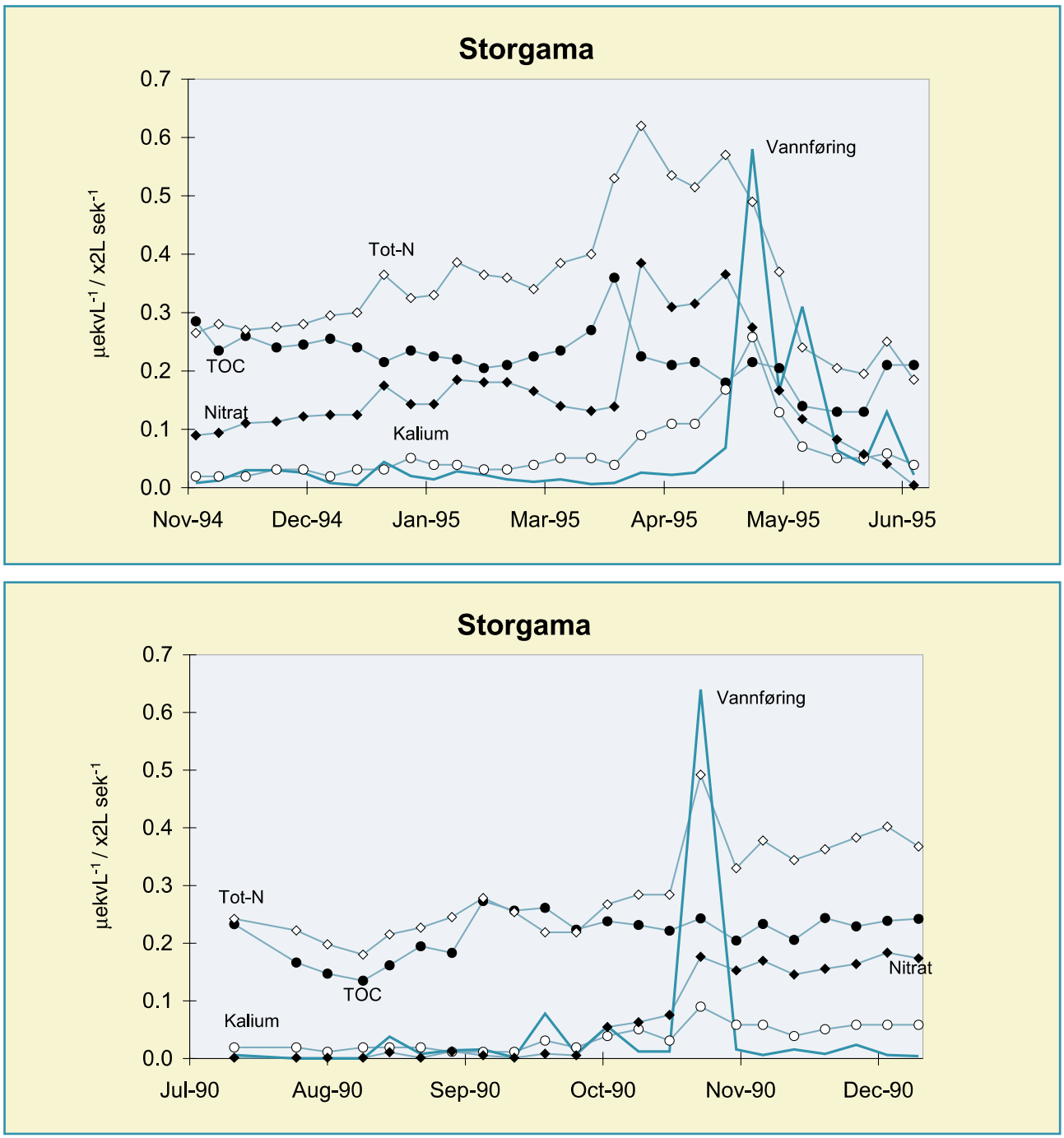
Som det framgår av Figur 2.1.12-16, øker gjerne konsentrasjonene av Tot-N, NO_3^-, K^+ og total organisk karbon (TOC) i det snøsmeltingen begynner om våren. Konsentrasjonsendringene gjennom flomtoppen og etter at flommen har kulminert er derimot svært forskjellig fra sted til sted. I Birkenes er det en tendens til økning i alle disse komponentene under flomtoppen og at konsentrasjonene holder seg relativt høyt fram til vannføringen igjen blir svært lav og vekstsesongen setter inn for fullt (Figur 2.1.12). Da er NO_3^--konsentrasjonen ≈ 0, noe som også er tilfellet ved alle de andre lokalitetene. Om høsten er det en tendens til at alle komponentene normalt øker under tidlig fase av flommen og/eller under selve flomtoppen, men sjelden så dramatisk som i oktober 1990 (Figur 2.1.12). I august samme året var det kun NO_3^- som økte noe under en liten flomtopp, mens alle de andre komponentene gikk betydelig ned ved maksimal vannføring under denne episoden.



Figur 2.1.12 Vannføring (x250 L sek^{-1}) og konsentrasjoner (mg L^{-1}) av total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO_3-N), kalium og total organisk karbon (TOC: mg C L^{-1}) under våren 1994 og høsten 1990 i Birkenes. Reell TOC konsentrasjon = x20 mg C L^{-1}.

Figur 2.1.12 Water flow (x250 L sec^{-1}) and concentrations (mg L^{-1}) of total nitrogen (Tot-N), nitrate (NO_3-N), potassium and total organic carbon (TOC: mg C L^{-1}) during spring 1994 and autumn 1990 in the Birkenes catchment. Actual TOC concentration = x20 mg C L^{-1}.

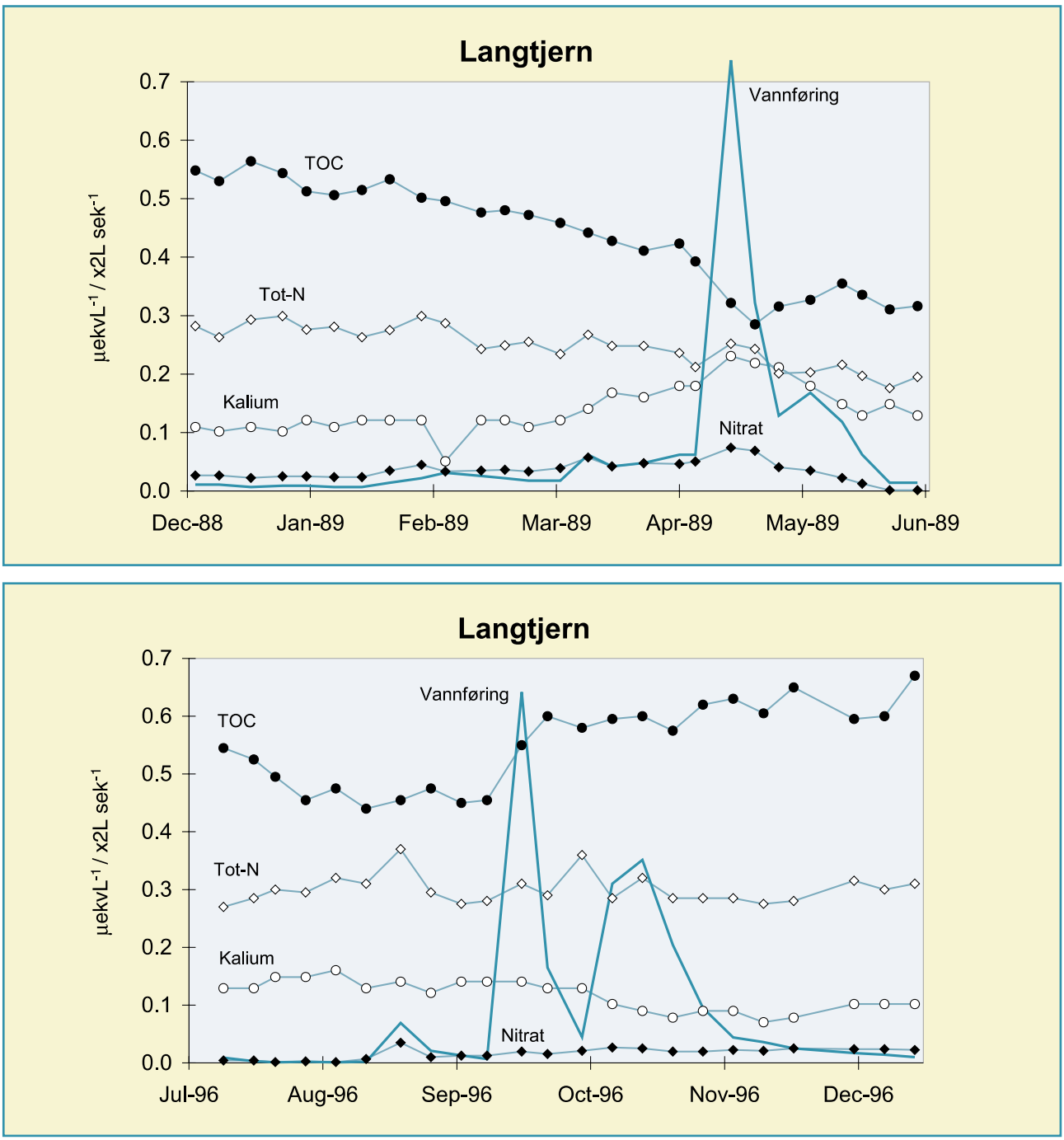
Ved Storgama øker K^+ betydelig under maksimal vannføring om våren, og en viss økning registreres også samtidig for TOC. Derimot er det en kraftig nedgang i Tot-N og NO_3^- ved maksimal vannføring, en nedgang som fortsetter gjennom vårflommen (Figur 2.1.13). Også TOC og K^+ avtar betydelig etter at flommen har kulminert, for så å stabilisere seg når vårflommen er over.



Figur 2.1.13 Vannføring (x500 L sek^{-1}) og konsentrasjoner (mg L^{-1}) av total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO_3-N), kalium og total organisk karbon (TOC: mg C L^{-1}) under våren 1995 og høsten 1990 i Storgama. Reell TOC konsentrasjon = x20 mg C L^{-1}.

Figur 2.1.13 Water flow (x250 L sec^{-1}) and concentrations (mg L^{-1}) of total nitrogen (Tot-N), nitrate (NO_3-N), potassium and total organic carbon (TOC: mg C L^{-1}) during spring 1995 and autumn 1990 in Storgama catchment. Actual TOC concentration = x20 mg C L^{-1}.

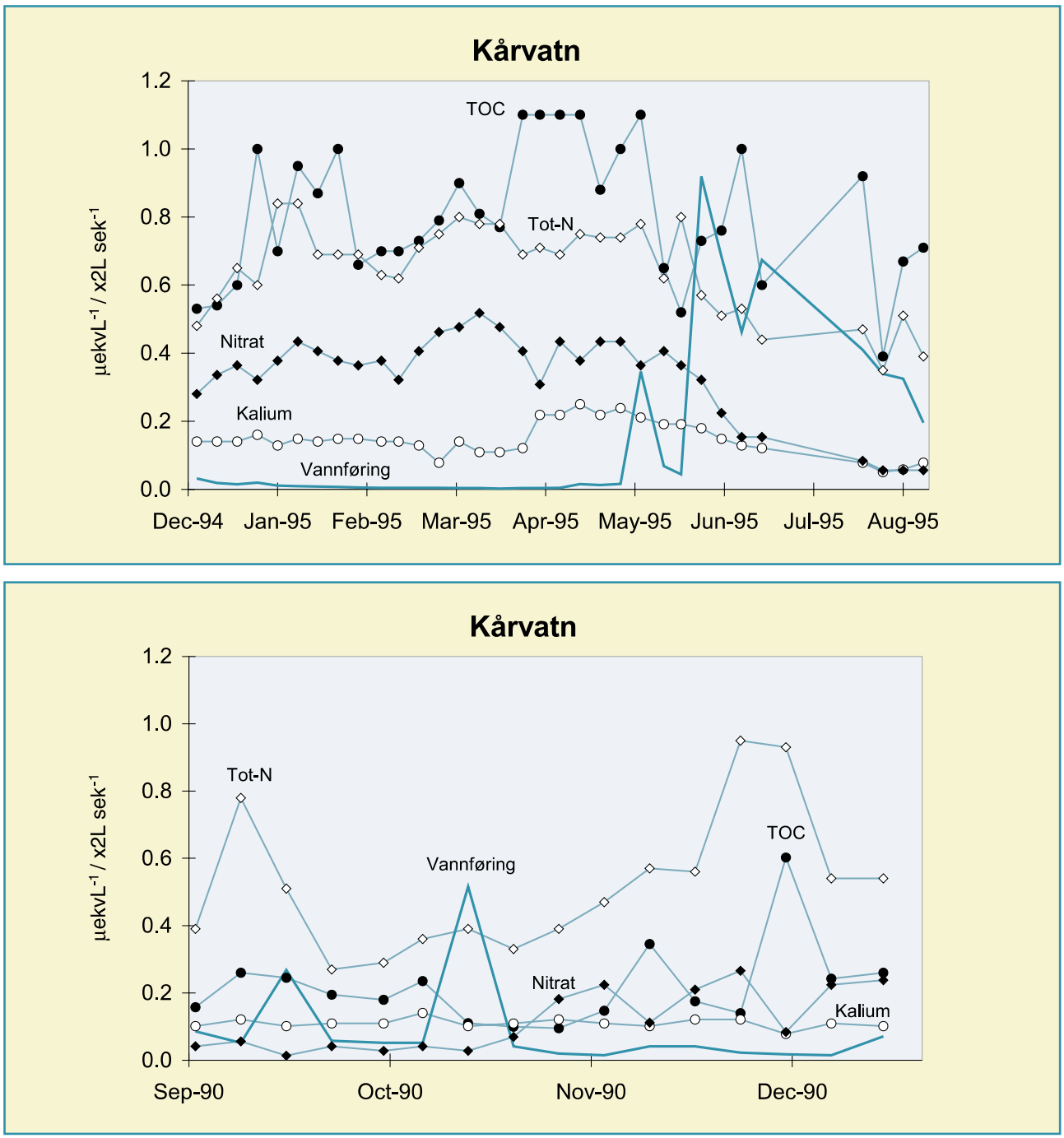
Både i Birkenes og i Storgama er økningen i disse parametrene under hovedflommen avhengig av om det har vært betydelige vannføringsøkninger tidligere på senvinteren. Hvis dette er tilfellet blir økningene moderate og primært relatert til første fase av flommen, og går ofte noe ned under maksimal flom. Maksimal høstflom medførte en markant økning i konsentrasjonene av TOC, K^+, Tot-N og NO_3^-. Dette er ikke unormalt for høstflommer i Storgama fordi vannets oppholdstid i nedbørfeltet er relativt kort, noe som også gjør at flomtoppene ofte blir av kort varighet, og tørkeperioder tilsvarende lengre.



Figur 2.1.14 Vannføring (m^3 sek^{-1}) og konsentrasjoner (mg L^{-1}) av total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO_3-N), kalium og total organisk karbon (TOC: mg C L^{-1}) under våren 1989 og høsten 1996 i Langtjern. Reell TOC konsentrasjon = x20 mg C L^{-1}.

Figur 2.1.14 Water flow (x250 L sec^{-1}) and concentrations (mg L^{-1}) of total nitrogen (Tot-N), nitrate (NO_3-N), potassium (kalium) og total organic carbon (TOC: mg C L^{-1}) during spring 1994 and autumn 1990 in the Langtjern catchment. Actual TOC concentration = x20 mg C L^{-1}.

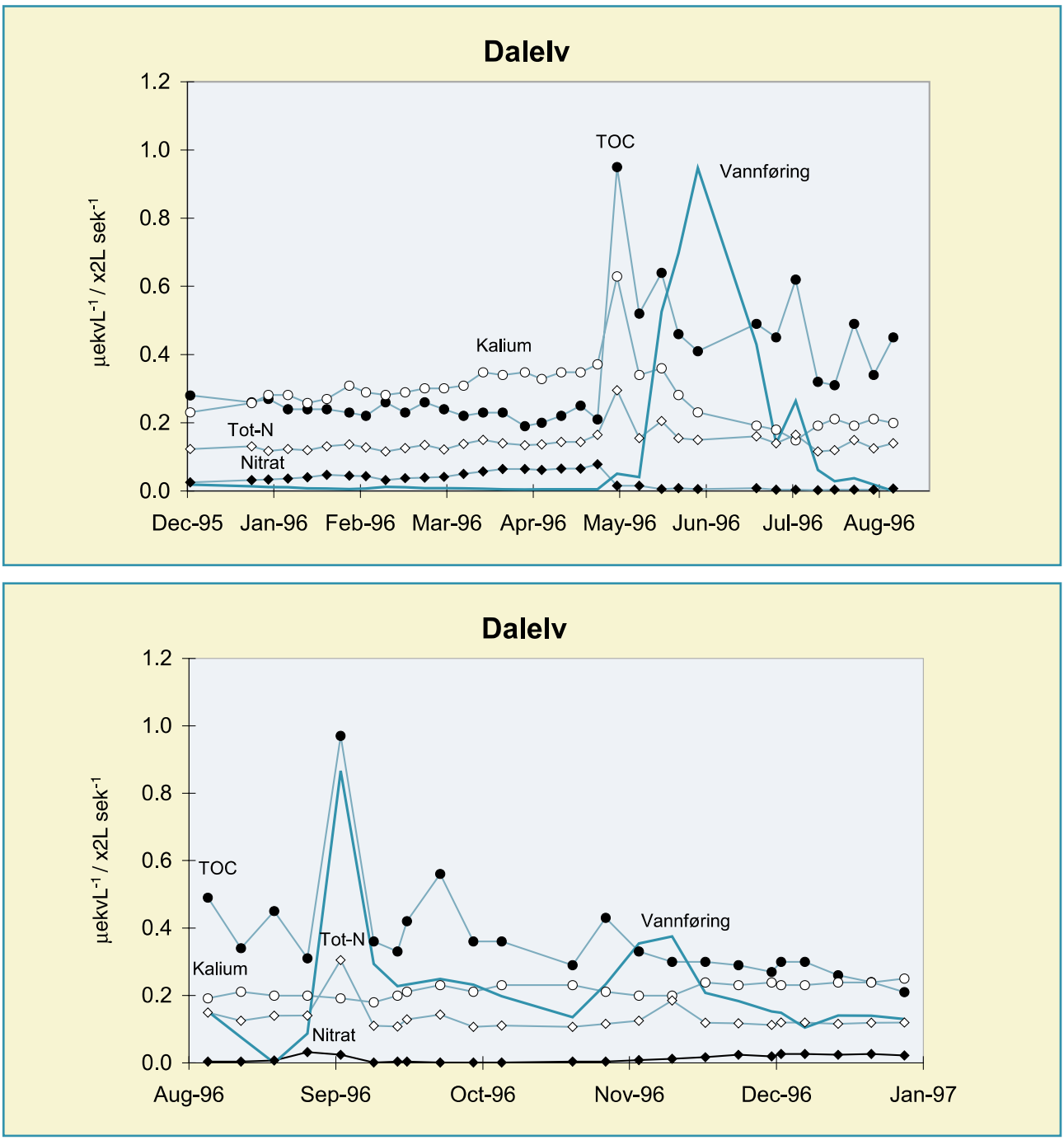
For Langtjern synes det å være en tendens til at TOC-konsentrasjonen gradvis avtar utover vinteren, for så å få et markant fall under selve hovedflommen. Etter at flommen har kulminert begynner TOC konsentrasjonen å øke noe igjen (Figur 2.1.14). For Tot-N, NO_3^- og K^+ er det vanligvis en moderat økning tidlig i vårflommen eller rundt maksimal flomtopp. Om høsten synes NO_3^- og K^+ å være relativt upåvirket vannføringsvariasjoner. TOC derimot øker vanligvis betydelig under høstflommen og fortsetter å øke utover høsten. Dette betyr at Tot-N i enkelte år også kan øke betydelig utover høsten. Dette antyder at konsentrasjonen av organisk nitrogen øker, siden Tot-N da er positivt korrelert med TOC. Dette er derimot ikke alltid tilfellet.



Figur 2.1.15 Vannføring (x10 m^3 sek^{-1}) og konsentrasjoner (mg L^{-1}) av total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO_3-N), kalium og total organisk karbon (TOC: mg C L^{-1}) under våren 1995 og høsten 1990 i Kårvatn.

Figur 2.1.15 Water flow (x250 L sec^{-1}) and concentrations (mg L^{-1}) of total nitrogen (Tot-N), nitrate (NO_3-N), potassium and total organic carbon (TOC: mg C L^{-1}) during spring 1995 and autumn 1990 in the Kårvatn catchment.

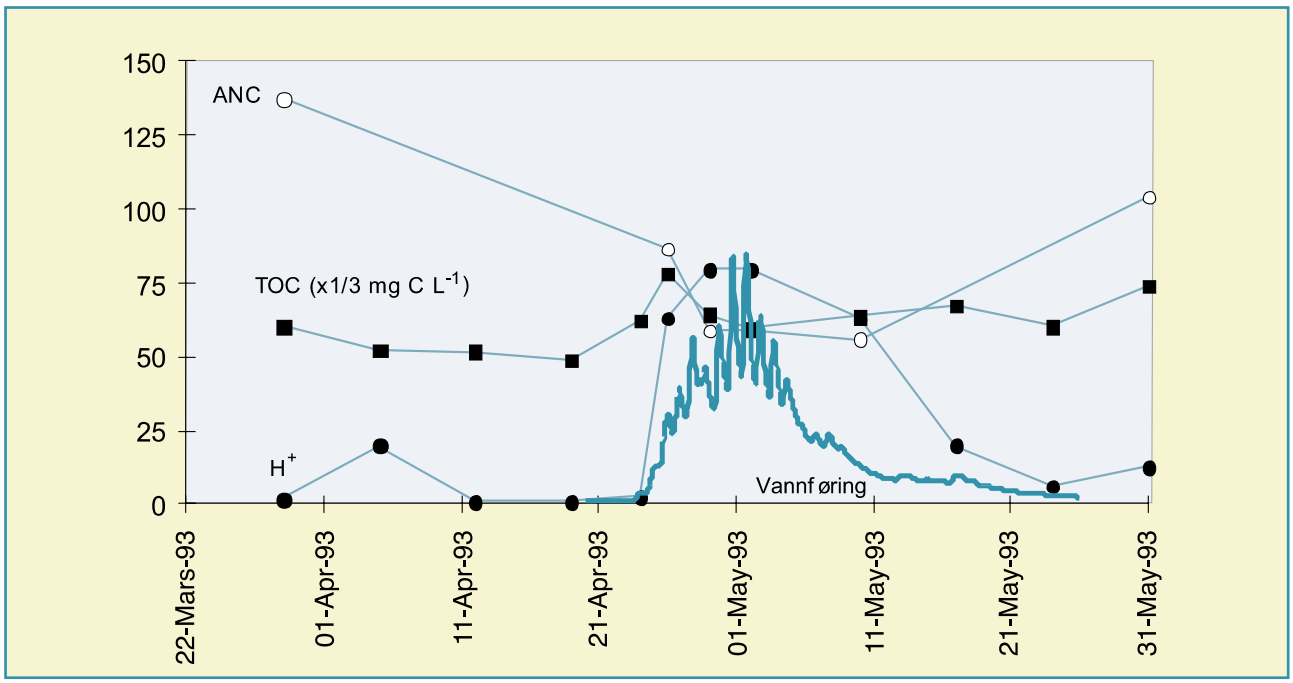
I Kårvatn er det en tendens til at Tot-N, NO_3^- og K^+ øker noe tidlig i vårsmeltinga, mens spesielt nitrogenkomponentene avtar kraftig under maksimal vannføring. NO_3^--konsentrasjonen fortsetter å falle gjennom hele flomperioden. TOC konsentrasjonen i dette vassdraget er svært lav gjennom hele året, men får normalt en økning tidlig i vårsmeltinga og under maksimal vårflom. Om høsten er TOC relativt lite påvirket av vannføringsvariasjoner (Figur 2.1.15). Dette gjelder også for nitrogen-komponentene, hvor konsentrasjonene i vassdraget synes å være mere avhengig av når vekstsesongen opphører enn hydrologi.



Figur 2.1.16 Vannføring (x10 m^3 sek^{-1}) og konsentrasjoner (mg L^{-1}) av total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO_3-N), kalium og total organisk karbon (TOC: mg C L^{-1}) under våren og høsten 1996 i Dalelv.

Figur 2.1.16 Water flow (x250 L sec^{-1}) and concentrations (mg L^{-1}) of total nitrogen (Tot-N), nitrate (NO_3-N), potassium and total organic carbon (TOC: mg C L^{-1}) during spring and autumn 1996 in the Dalelv catchment.

I Dalelv synes ofte vårflommen å starte med en betydelig økning i TOC og K^+, men TOC konsentrasjonene er lave i dette vassdraget hele året. Også NO_3^- og Tot-N konsentrasjonene er vanligvis meget lave. Om våren avtar konsentrasjonene av alle komponentene under selve flomtoppen, mest markant for K^+. Under høstflommene, som normalt er betydelig mindre enn vårflommene, inntreffer gjerne maksimale konsentrasjoner av TOC og Tot-N i forbindelse med selve flomtoppen, mens NO_3^- og K^+ synes lite påvirket av variasjoner i vannføringen (Figur 2.1.16).



Figur 2.1.17 Variasjoner i ANC, H^+ og TOC i avrenningen fra Svartberget (64° 14' N, 19° 46' Ø) i Nord-Sverige, våren 1993 (Data fra: Bishop, 1995 og Bishop og Pettersson, 1996). [TOC] enhet: x 1/3 mg C L^{-1}; [H^+] og [ANC]: µekv L^{-1}; Vannføring: L sek^{-1} .

Figure 2.1.17 Variations in ANC, H^+ and TOC in runoff from Svartberget catchment (64° 14' N, 19° 46' Ø) in northern Sweden, spring 1993 (Data from Bishop, 1995 and Bishop & Pettersson, 1996). [TOC] unit: x 1/3 mg C L^{-1}; [H+] and [ANC]: µekv L^{-1}; Water flow: L sec^{-1} .

I vassdrag som er kraftig humuspåvirkede vil TOC konsentrasjonen ofte øke under den første fasen av flommen og endre seg relativt lite gjennom resten av flomperioden. Under vårflom i et 50 ha stort nedbørfelt i Nord-Sverige, økte TOC-konsentrasjonen i avrenningen fra 17 mg C L^{-1} til 25 mg C L^{-1} på stigende vannføring (Figur 2.1.17), og TOC-konsentrasjonen forble høy gjennom flomtoppen og etter at flommen kulminerte. Som dokumentert tidligere skjer det en kraftig fortynning av basekationer (BK) og sterksyreanioner (SSA) under flom. Fordi også BK normalt avtar kraftigere enn SSA vil vannets syrenøytraliseringskapasitet gå ned. Siden TOC inneholder mye organiske syrer, vil den betydelige nedgangen i ANC under flom, medføre at organiske syrer kan ha stor betydning for vannets pH under slike episoder i humøse vassdrag.

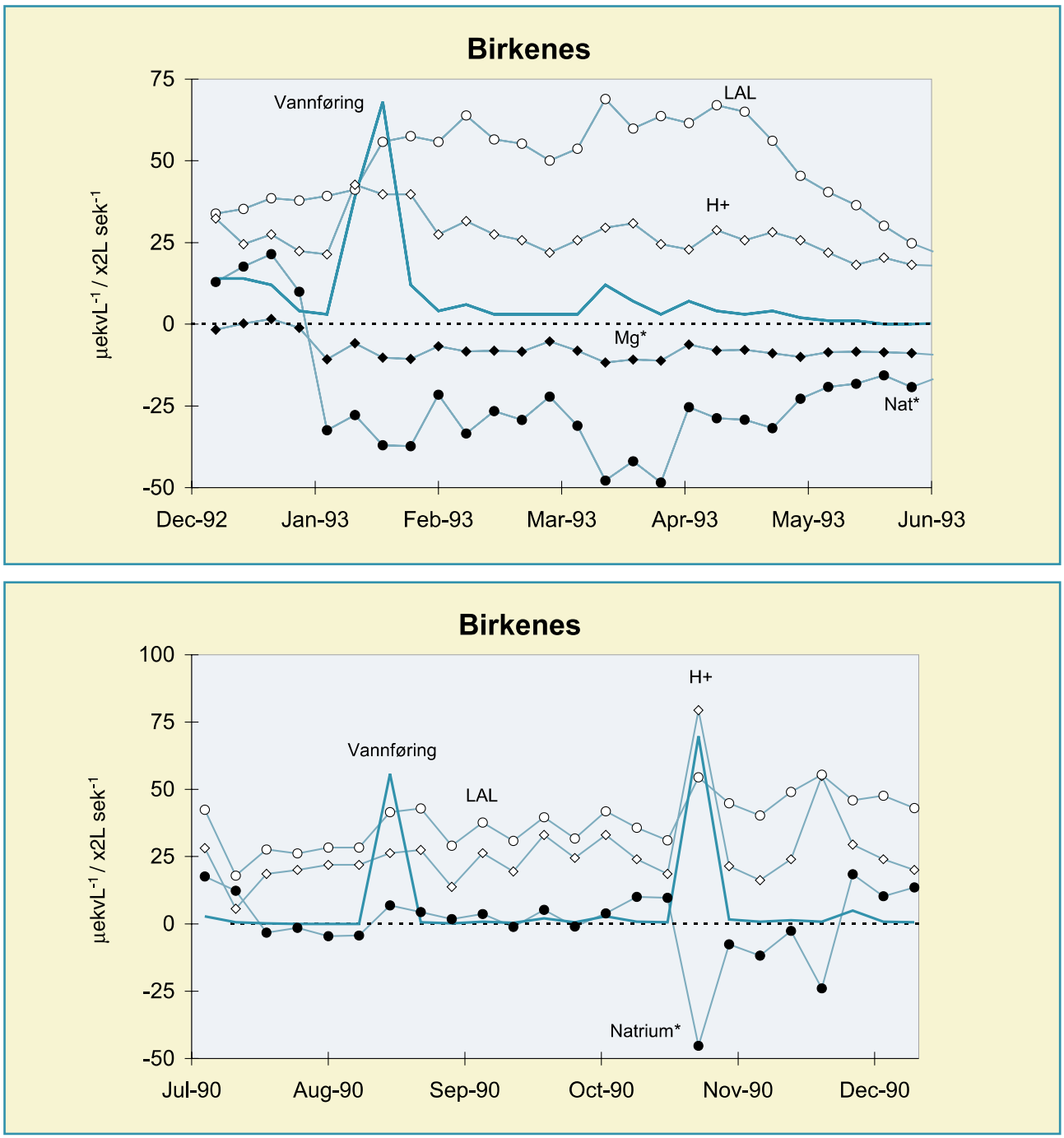
2.1.2.2 Sjøsaltepisoder

I kystnære områder vil ofte store mengder sjøsalter (NaCl) transporteres innover land i forbindelse med kraftige nedbørepisoder og sterk vind (Se bl.a. Hindar og medarb., 1994 og Lydersen, 1995). Når nedbør anriket på sjøsalter kommer i kontakt med jord og bergrunn, vil Na^+-ionene i stor grad holdes tilbake via ionbytteprosesser. I områder påvirket av sur nedbør, som Birkenes, vil Na^+ bytte ut H^+ ioner og uorganisk Al^{n+}, noe som kan resulterer i fiskedød. Dette ble godt dokumentert i avrenningsvannet fra Birkenes-feltet vinteren og våren 1993. I perioden 4. til 24. januar var det et ekstremt lavtrykk over Vest- og Sørvestlandet med vindstyrker på 10-25 m s^{-1} , flere steder periodevis med orkan styrke. Dette medførte at store mengder sjøsalter ble transportert inn over land både som tørr og våt deposisjon. Betydelige mengder Na^+ ble holdt tilbake i nedbørfeltet p.g.a. ionbytting med H^+ og Al^{n+}, mens Cl^- fulgte med avrenningsvannet ut. Siden ikke-marint natrium (Na*) beregnes som den resterende Na^+-konsentrasjonen som er i løsning etter at sjøsaltbidraget (NaCl) er trukket fra (d.v.s. $[Na^*[= [Na^+_{total}] - 0.856*[Cl^-])$, vil høyere mobilitet av Cl^- i forhold til Na^+ gjennom nedbørfeltet resulterer i en kraftig nedgang i konsentrasjonen av Na*. Hvis andelen geologisk derivert Na er lav, vil nedgangen kunne resultere i negative Na* under slike episoder (Figur 2.1.17). Siden relativt store mengder magnesium (Mg^{2+}) også tilføres feltet via sjøsalter (ca 19.5% av kloridsaltene), og de terrestriske Mg-kildene også er små, vil sjøsaltepisoder også kunne lede til negative verdier av ikke marint Mg (Mg*).

Sjøsalt-episoden i januar 1993 (Figur 2.1.18), førte til at pH sank fra 4.67 (21 μekv H^+ L^{-1}) til 4.37 (43 μekv H^+ L^{-1}) i avrenningsvannet fra Birkenesfeltet under flomtoppen, mens labilt aluminium (LAL) økte med 20 μekv L^{-1}, (fra 360 μg Al L^{-1} til 540 μg Al L^{-1}). Fordi sjøsaltpåvirkningen var så sterk, økte total konsentrasjonene av alle basekationer. Av anionene var det naturligvis en kraftig økning i klorid, mens konsentrasjonen av nitrat og sulfat sank under denne flomtoppen.

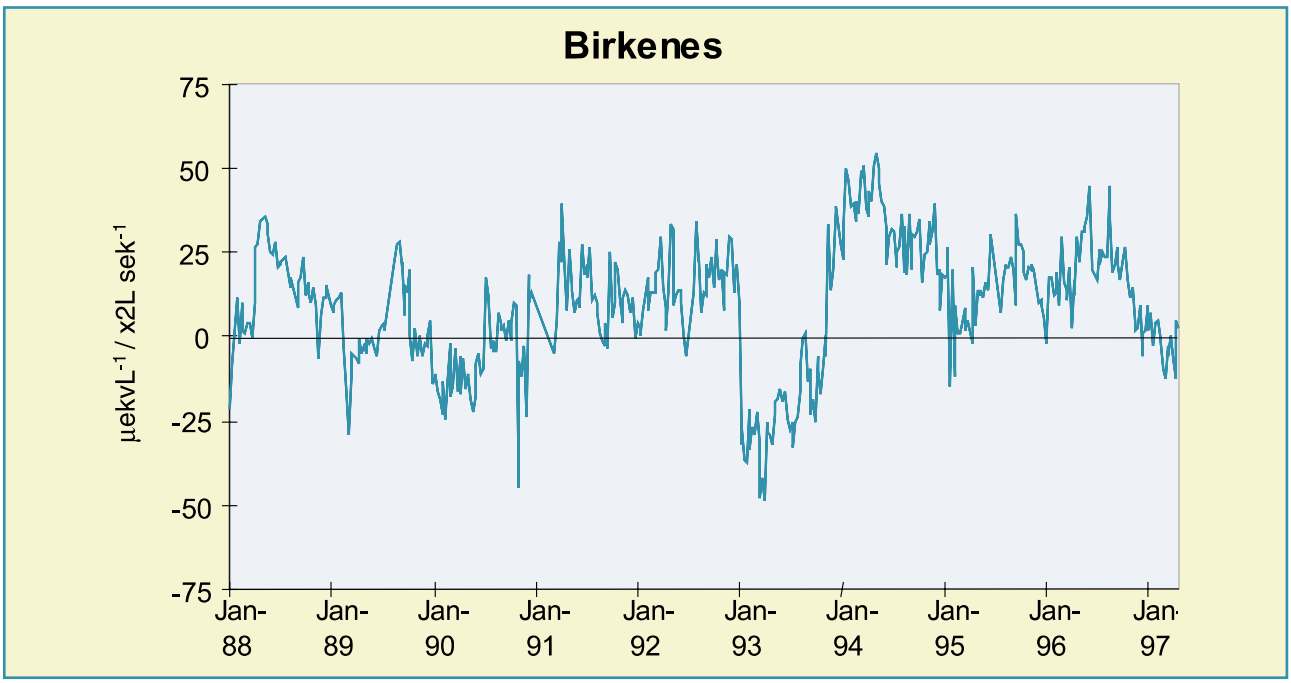
Fordi avsmeltningen var betydelig under sjøsaltepisoden i januar, samtidig med en relativ nedbørfattig senvinter, ga vårsmeltinga en moderat vannføringsøkning. Syrenøytraliseringskapasiteten var allikevel like lav (ANC -88 μekv L^{-1}) under denne episoden som under episoden i januar, men denne gangen var ikke H^+-økningen (pH nedgangen) så sterk. Derimot var både økningen i LAL og nedgangen i ikke marint Na^+ (negative Na*) kraftigere under vårtoppen enn under selve sjøsaltepisoden i januar.

Sjøsaltepisoder inntreffer i forbindelse med kraftige lavtrykk. I Norge betyr det primært om høsten og vinteren. I 1990 ble det registrert en sjøsaltepisode på høsten i Birkenes-feltet. Da kom det først en betydelig flomtopp i august, hvor spesielt sulfat hadde avtatt markert forut for flommen, mens konsentrasjonene til alle andre målte komponenter var tilnærmet uendret eller hadde en viss økning gjennom samme perioden. Dette tyder på en betydelig sulfatretensjon i feltet i tiden før flommen. Under selve flomtoppen økte sulfatkonsentrasjonen betydelig samtidig med at andre anioner og basekationene endret seg relativt lite. Dette gjorde at ANC-verdien sank betydelig, LAL-konsentrasjonen økte kraftig, mens pH ikke gikk vesentlig ned. Vannkjemisk sett var dette allikevel ikke noen ekstrem episode i Birkenesfeltet. Langt mer ekstrem vannkjemi inntraff i slutten av oktober, hvor økningen i vannføring tydelig skyldes en nedbørepisode i forbindelse med sterk vind. Dette gjorde at store sjøsaltmengder ble tilført nedbørfeltet. Under denne sjøsaltepisoden var ANC-nedgangen enda kraftigere enn under sjøsaltepisoden i januar (- 108 μekv L^{-1}), selv om Na*-verdien var noe mindre negativ. Det som bidro til lavere ANC under episoden høsten 1990 var at SO_4^{2-} og NO_3^- var høyere forut for denne episoden og økte også betydelig under selve episoden. Sjøsaltepisoden på høsten resulterte i en betydelig lavere pH (4.10) enn under vinterepisoden i 1993 (4.37). Til tross for dette var LAL konsentrasjonen lavere under sjøsaltepisoden på høsten (500 μg Al L^{-1} i november 1990 mot 540 μg Al L^{-1} i januar 1993). Årsaken til dette skyldes sannsynligvis ulike hydrologisk forhold forut for nedbørepisoden og derfor ulike avrenningsmønstre under episodene. Klorid konsentrasjonen i avrenningsvannet var omtrent like under begge episodene, noe som antyder at sjøsaltepisodene var omtrent like sterke.



Figur 2.1.18 Konsentrasjoner av uorganisk labilt Al (LAL), H^+, og ikke marint Na^+ og Mg^{2+} (Na og Mg*) under sjøsaltepisodene i Birkenes januar 1993 og november 1990.*

Figure 2.18 Concentrations of inorganic labile Al (LAL), H^+,and non-marine Na^+ and Mg^{2+} (Na and Mg*) during seasalt episodes in the Birkenes catchment January 1993 and November 1990.*



Figur 2.1.19 Konsentrasjoner av ikke marint Na^+ (Na) i Birkenes i perioden 1988-1996. Negative verdier av Na* betyr at betydelige mengder Na^+-ioner holdes tilbake i nedbørfeltet, samtidig med at Cl^--ionene fra samme sjøsalt-episode (NaCl) ikke holdes tilbake. Na^+-ioner som holdes tilbake i feltet vil deretter fungere som basekation i ion-byteprosesser i nedbørfeltet og bytte ut med H^+ og uorganisk Al (Al^{n+}). Dette vil bidra til nedgang i H^+ og Al^{n+} og økning av Na^+-ioner i avrenningsvannet i lang tid etter en sjøsaltepisode, som tydelig vist etter sjøsaltepisoden i 1993.*

Figure 2.1.19 Concentrations of non-marine Na^+ (Na) in the Birkenes catchment during 1988-1996. Negative values of Na* means that considerable amounts of sodium-ions is retained in the catchment from this episode, and at the same time the cloride-ions are not retained. Sodium-ions retained in the catchment will then act as base-cations in ionexchange processes in the catchment and hence,will exchange with H^+ and inorganic Al (Al^{n+}). This will lead to reduced H^+ and Al^{n+} and increase in Na^+-ions in the runoff in a long time after the seasalt episode (1993) as shown in the figure.*

Surstøtepisoder som følge av sjøsaltpåvirkning vil ikke bidra til noen kronisk forsuring i nedbørfeltet, siden nedbørfeltet etter en slik episode forbigående er blitt rikere på basekationer (Seip, 1980; Sullivan og medarb., 1988). I perioden etter en slik episode vil H^+ og Al^{n+} igjen byttes ut med Na^+ slik at dette bidrar til en forbedring av vannnkjemien i lang tid etter en slik episode (Figur 2.1.19). I områder som ikke er forsuret vil slike sjøsalte-pisoder bli langt mindre dramatiske siden jorda i mindre grad er forsuret og konsentrasjonen av lettløselig uorga-nisk aluminium derfor er lavt.

Like fullt kan slik sjøsaltepisoder ha stor betydning for fiskestatus i vassdrag siden fiskedød ofte inntreffer i for-bindelse med surstøtepisoder (Hindar og medarb., 1994). I Birkenes var det ekstreme vannkjemiske forhold i flere måneder etter sjøsaltepisoden i januar. Siden relativt ekstreme vannkjemiske forhold har vært til stede over relativt lang tid etter denne episoden, er det rimelig grunn til å anta at fiskedød har forekommet over store områder av Sør- og Vestlandet våren 1993. Dette har også til en viss grad blitt dokumentert. (Hindar og medarb., 1994).

Mildværperioder vinterstid er relativt vanlig, spesielt i kystnære strøk. Siden marken da ofte er frosset, vil regn og snø som smelter i stor grad renne av på overflaten og resultere i flom. Slike vinterflommer ventes å inntreffe oftere i årene som kommer, som en følge av mulige kli-maendringer. Spesielt vil dette gjelde Vestlandet. I et møte i Vannforeningen (4. november, 1997) om klima-endringer, flom og vannkraft, konkluderte forskere fra ulike miljøer i Norge (DNMI og NVE) med at mengden nedbør på Vestlandet, spesielt vinterstid har øket i senere år. Dette ble satt i sammenheng med oppvarming av atmosfæren, som på våre breddegrader vil resultere i økt hyppighet av lavtrykk fra syd og vest. Lydersen (1995) viste at middeltemperatur (1. januar - 31. mars) for to varme vintre (1989, 1990) med dominerende vestlige vinder (Se Tabell II), var 3.7°C, mens tilsvarende middeltemperatur var -5.2°C for vintrene 1986 og 1987, hvor nord og øst var dominerende vindretninger. Slike temperaturforskjeller vil derfor være helt avgjørende for hydrologien vinterstid.

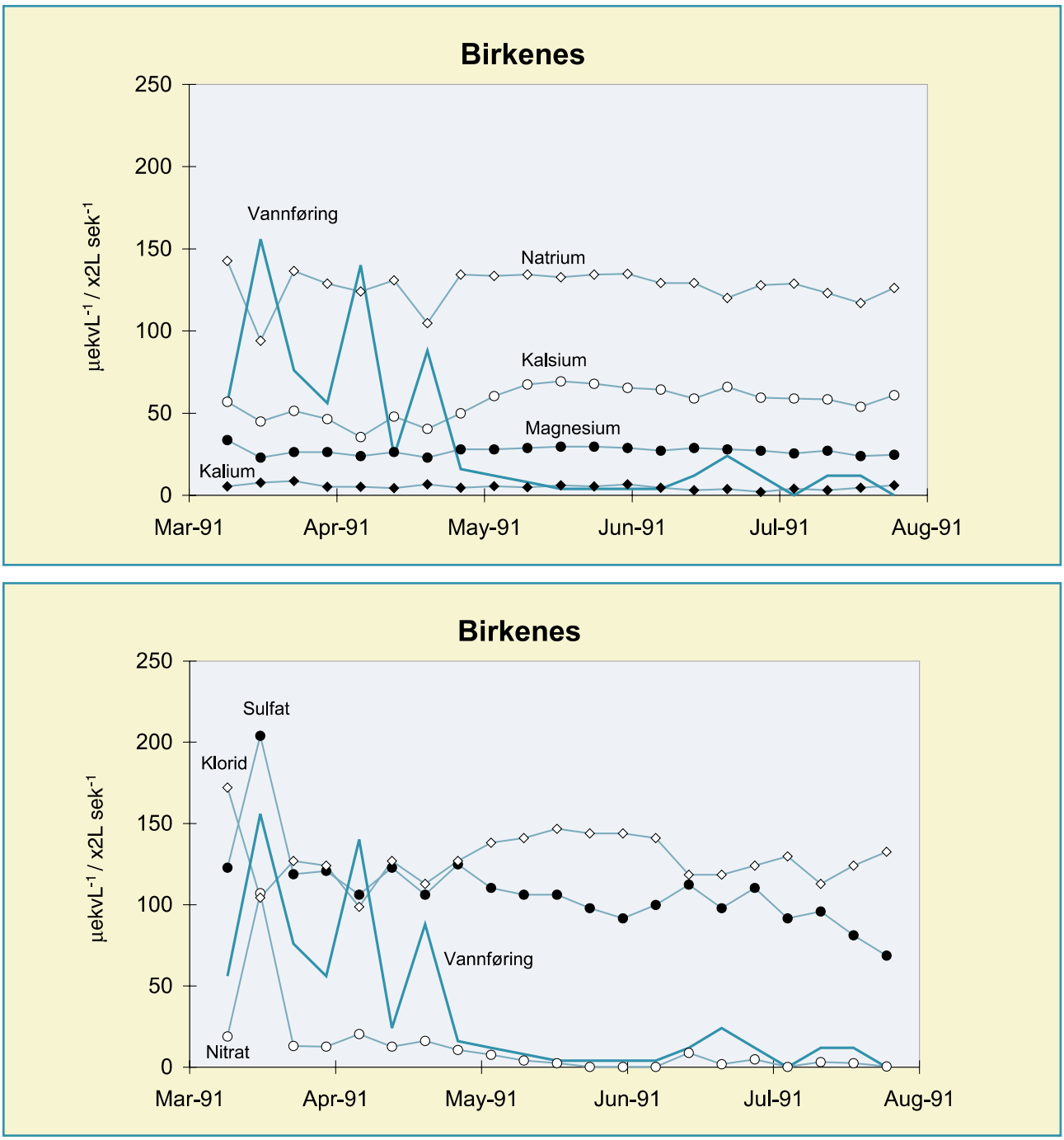
Tabell 2.1.2 Fordeling av vindretning (%) vinterstid (1. desember - 28. februar) gjennom to kalde (1985/86, 1986/87) og to varme år (1988/89, 1989/90) ved to værstasjoner på Sørlandskysten: Oksøy fyr (Kristiansand) og Torungen fyr (Arendal). Observasjonene er gjort regelmessig 3 ganger i døgnet ved Torungen, 4 ganger i døgnet ved Oksøy. Observasjoner uten vind er ikke tatt med i tabellen. Vindretningene er angitt som følger: 36: N; 9: Ø; 18: S; 27: V. (Fra Lydersen, 1995).

Table 2.1.2 Distribution of wind direction (%) during winter (1 December - 28 February) in two cold (1985/86, 1986/87) and two mild years (1988/89, 1989/90) as measured at two meteorological stations along the southern coast of Norway: Oksøy fyr (Kristiansand) og Torungen fyr (Arendal). Observations are taken 3 times per day at Torungen and 4 times per day at Oksøy. Observations with no wind is omitted. Wind directions are presented as: 36: N; 9: Ø; 18: S; 27: V. (Fra Lydersen, 1995).

Stasjon		Antall observ.	Vindretning 1 - 9	10 - 18	19 - 27	28 - 36
Torungen	Kald	533	41 ± 15	6 ± 6	23 ± 9	30 ± 8
Oksøy	Kald	682	40 ± 15	7 ± 6	22 ± 10	31 + 4
Torungen	Varm	527	14 ± 12	10 ± 6	64 ± 18	12 ± 8
Oksøy	Varm	708	12 ± 10	12 ± 8	54 ± 16	22 ± 9

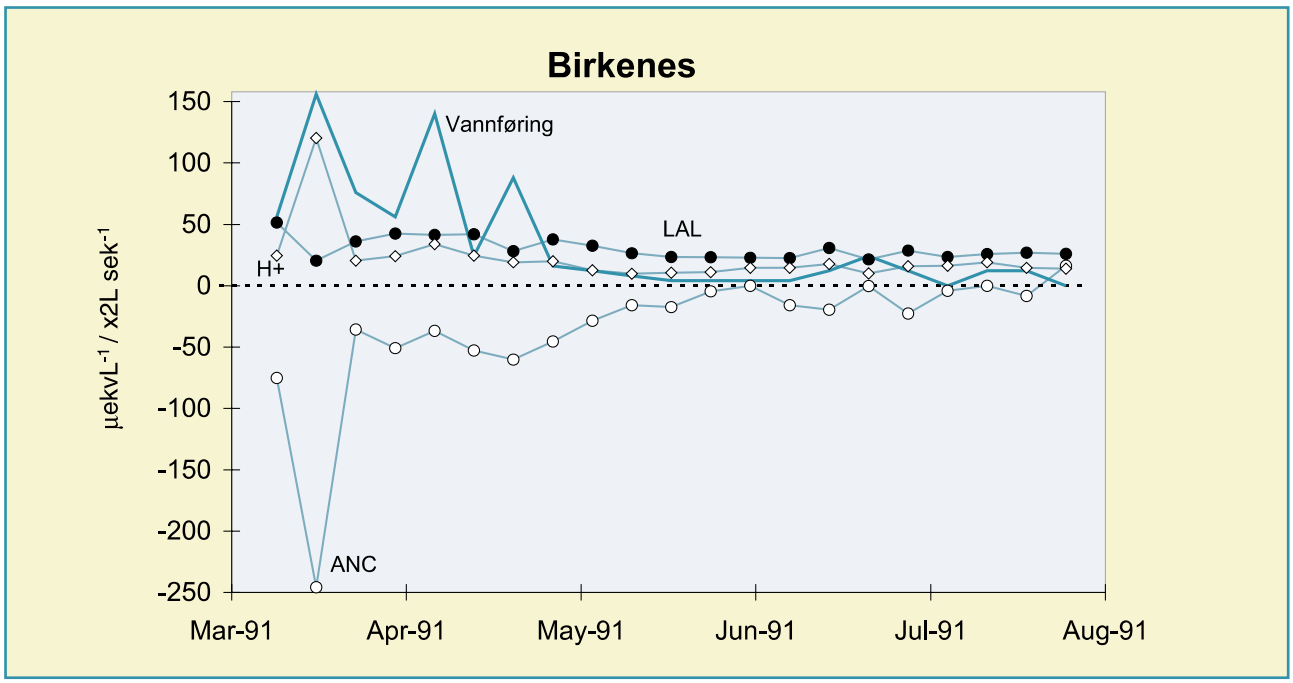
2.1.2.3 Surstøtepisode

Også under andre spesielle meteorologiske forhold enn sjøsaltepisoder, kan ekstrem vannkjemi opptre. I Birkenes inntraff en helt spesiell "surstøt"-episode i mars 1991. Etter all sannsynlighet har de luftmassene som førte med seg nedbøren under denne episoden passert områder med høy luftforurensing, slik at nedbøren inneholdt høye konsentrasjoner av svovelsyre og salpetersyre. Under denne episoden var det betydelige nedganger i konsentrasjonen til alle typisk terrestriske kationer (Figur 2.1.20), i første rekke Ca^{2+}, Mg^{2+} og aluminium (LAL). Betydelig nedgang i både Na^{+} og Cl^{-} dokumenterer at nedbøren inneholdt lave konsentrasjoner av sjøsalter. pH var helt ned i 3.92 under episoden (Figur 2.1.21). Dette dokumenterer at svovelsyren og salpetersyren i nedbøren rant mer eller mindre rett ut i vassdraget, med minimale muligheter for nedbørfeltet til å nøytralisere syrene.



Figur 2.1.20 Vannføring og konsentrasjoner av basekationer og sterksyreanioner i avrenningsvannet fra Birkenes.

Figure 2.1.20 Water flow and concentrations of basecations and strong acid anions in runoff from the Birkenes catchment.



Figur 2.1.21 Vannføring og konsentrasjoner av labilt aluminium (LAL), H^+ og ANC i avrenningsvannet fra Birkenes.

Figure 2.1.21 Water flow and concentrations of labile aluminium (LAL), H^+ and ANC in runoff from the Birkenes catchment.

Kisel-forhold som indikator for avrenningsmønstre

Resultatene i dette kapitlet baserer seg primært på studier av silisium (mg SiO_2 L^{-1}), de viktigste kjemiske elektrolytter (hovedkomponentene) i vann målt som konduktivitet samt turbiditet i forbindelse med flommer.

Løst silisium (eller kisel) i vann finnes kun som udissosiert kiselsyre (H_4SiO_4) når vannets pH < 9, og til en viss grad som kiselsyrekomplekser med kationer som aluminium. I Norge har vi lite data om silisium i vassdrag, og svært lite fra flomepisoder. Blakar og medarb. (1997) har analysert silisium i Atna-området i flomperioder, og har vist at silisium-konsentrasjonene går ned under flomperioder, men har ikke vurdert variasjonene i forhold til andre løste hovedkomponenter som eksempelvis basekationer. Lydersen og medarb. (1998, ikke publisert) har målt kiselkonsentrasjonen i en liten innsjø i Nordmarka i Oslo i tillegg til annen vannkjemi, men prøver er kun tatt en gang i måneden slik at oppløsningen gjennom en flom blir svært liten.

Når det starter å regne etter en lengre tørrværsperiode vil vann lett trenge ned i porer i jorda. Dette første vannet vil løse ut de mest løselige komponentene, bl.a. basekationer. Slike komponenter vil løses ut raskere enn silisium under den første kontaktfasen mellom vann og jord, noe som gjør at forholdet silisium:konduktivitet kan være lavt i denne fasen, mens konsentrasjonene av både elektrolytter og silisum ofte vil være høye (Figur 2.1.22).

Siden økte konsentrasjonen av ioner i avrenningsvannen ofte registreres samtidig med vannstands-økning i et vassdrag, er dette ofte beskrevet som "piston-effekten" eller stempel-effekten (se Johannessen og medarb. 1980). Dette skyldes at mange har ment at konsentrasjons-økningen skyldes gammelt vann som presses ut med det første smeltevannet eller regnet. Dette er sannsynligvis ikke noen god forklaring, siden det forut for slike episoder ofte er lav vannføring. Da er ofte vannkjemien i bekken/elva totalt preget av grunnvann, slik at en ved å presse ut mere av dette vannet skulle forvente uendret vannkjemi. Rask løselighet av mange elektrolytter fra partikkeloverflater når det første regnet eller smeltevannet kommer i kontakt med jorda, er nok en bedre forklaring på de høye konsentrasjonen av basekationer (og konduktivitet) som ofte registreres i det vannet begynner å stige i et vassdrag. Under snøsmeltingen om våren kan denne effekten forsterkes ytterligere siden snøen ofte kan være ionerik, og mye av ionene som er akkumulert i snøen også kommer ut med det første smeltevannet. Johannessen og Henriksen (1978) fant at 50-80% av ionene i snøen rant ut med de første 30% av smeltevannet. En konsentrasjons-økning på >5 i forhold til gjennomsnittskonsentrasjone i hele snøpakken kunne registreres. Dette ble forklart ved en utfrysningseffekt av ioner under rekrystallisering av snø og smelting og at dette medførte akkumulering av elektrolytter på overflaten av ispartiklene. Dette gir opphav til samme effekt som i jorda når det første vannet renner gjennom nedbørfeltet og tar med seg de lett løselige elektrolyttene på overflaten av partiklene.

Hovedforskjellen mellom elektrolytter på overflaten av jord- og is-partikler, er at basekationkonsentrasjonen er liten i snø i forhold til i jord.

Etter den første vannstandsøkningen vil både kisel og elektrolyttinnholdet gå ned i et tilnærmet konstant forhold, men ettersom vannføringen fortsetter å øke, er nedgangen i kisel langt mindre enn for summen av de vannkjemiske hovedkomponentene (Kennedy 1971). Vanligvis opptrer minimum kiselkonsentrasjon 2-4 timer før maksimal vannføring. Dette faller vanligvis sammen med at konsentrasjonene av suspendert materiale er på sitt høyeste. Ved kulminasjon av flom er vanligvis spesifikk ledningsevne på sitt laveste, mens både kiselkonsentrasjonene og SiO_2/konduktivitet-forholdet øker, og forsetter å øke i 12-18 timer etter flomtoppen. Etter dette holder kiselkonsentrasjonen seg tilnærmet konstant, mens ledningsevne igjen begynner å øke slik at forholdet mellom dem igjen går ned. Flere dager etter en flom begynner kiselkonsentrasjonen å gå ytterligere ned. Denne syklusen gjentar seg ved hver vannføringsøkning i mange elver (Kennedy 1971).

At minimum-konsentrasjonen av silisium opptrer i timene før maksimal vannføring, samtidig med maksimal turbiditet (konsentrasjon av suspendert materiale), tyder på at maksimal overflateavrenning også inntreffer noe før den hydrologiske flomtoppen. Dette betyr at ved maksimal vannføring må vann som har tilbrakt noe lengre tid i nedbørfeltet (som porevann) utgjøre en betydelig del av vannmengden under selve flomtoppen (Kennedy 1971). Den moderate nedgangen i kisel-konsentrasjon mens vannstanden stiger i elvene forsterker en slik antakelse. Siden også relativt lite kisel synes å skyldes interaksjoner mellom vann og suspendert materiale, må de relativt høye kiselkonsentrasjonen under flom skyldes at betydelig mengder vann perkolerer gjennom jord og løsmasser etter nedbør, samtidig med at løseligheten av silisium er rask. Selvsagt er topografi og løsmassdekke viktig for hvor betydelig denne utløsningen er. Den er avgjort viktig i Mattole River i USA med 15-25° som vanlig gradient i nedbørfeltet (Kennedy 1971).

Hvis det viser seg at silisium-minima og turbiditet-maksima opptrer ved maksimal overflateavrenning også i andre elver, og at slutten på overflateavrenning henger sammen med tidspunktet for når kiselkonsentrasjonen flater ut etter en flomtopp, er dette essensielle parametre å overvåke om en ønsker å se på effekter av ulike typer avrenning.

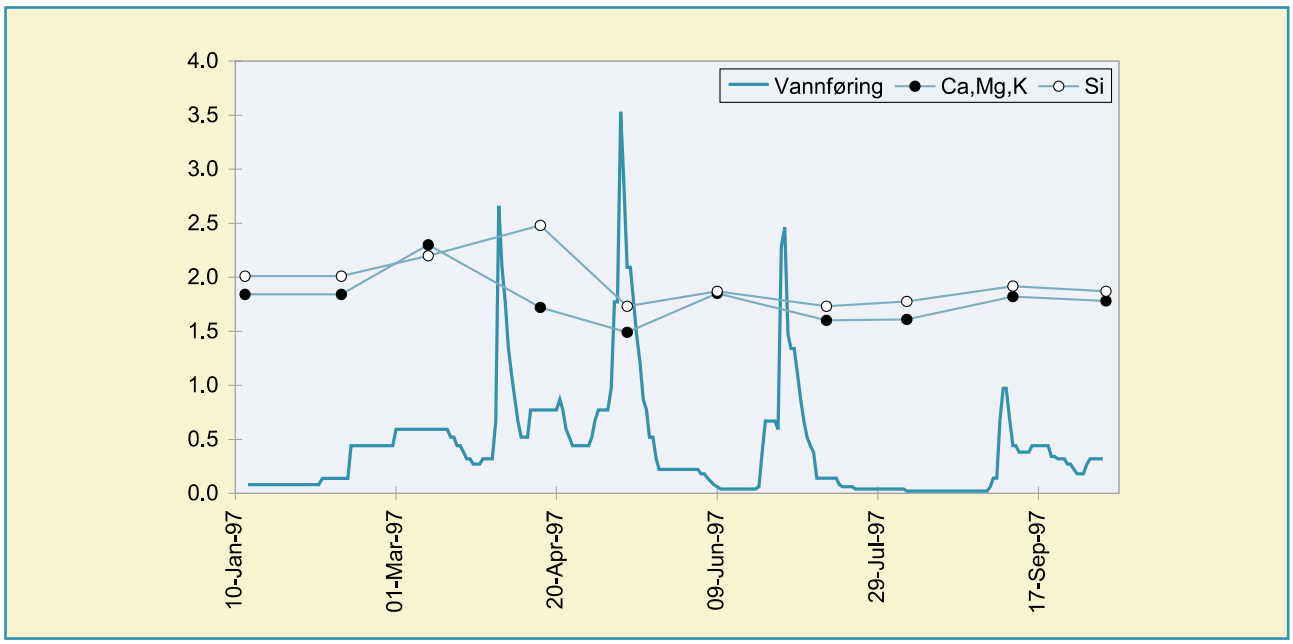
En annen interessant egenskap med kisel, er at dette elementet synes å nå en konstant konsentrasjon i jordvann relativt raskt, noe som antyder en rask likevektsetablering mellom jord og vann. Andre kjemiske hovedkomponenter viser derimot ingen tegn til å nå en slik platåkonsentrasjon like rakst. Dette betyr at mange hovedelektrolytter ikke er i likevekt under selve flommen eller kort tid etter. Under flomperioder hvor ofte 75% av årlig vannføring kommer, synes derfor gjennomstrømningen å være for rask til at noen likevekt kan oppnåes mellom hovedelektrolytter og jord. Reaksjonskinetikken blir derfor helt avgjørende faktor for konsentrasjonen av hovedelektrolytter under flomepisoder.

Det er mye som tyder på at detaljerte studier av vannkjemiske forandringer under flom kan være verdifulle for bedre å kunne forstå forvitrings- og/eller ionbytte-reaksjoner. Ved å bruke forholdet mellom ulike vannkjemiske komponenter vil en også eliminere fortynningseffekten. Slike studier vil være relativt kostnadskrevende fordi det krever hyppig prøvetaking (eksempelvis hver time eller sekvensiell, kontinuerlig prøvetaking). Økte nedbørfeltarealer og oppholdstider vil selvsagt også gjøre det vanskeligere å studere slike effekter. Så små og representative nedbørfelter som mulig, bør derfor benyttes for slike studier. Det er også viktig å ha kunnskap om nedbørkjemien, siden flere av hovedelektrolyttene kan komme med nedbøren. I Norge vil dette ofte kunne gjelde for mange hovedelektrolytter, hvor Na^+, Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-} og H^+ er de viktigste. Ca^{2+} er derimot et egnet terrestrisk derivert kation som kan brukes i sammenlikning med silisium under flom, mens humusinnholdet (TOC) ofte vil vise seg å være positivt korrelert med turbiditet.

2.2 25 elver i Møre og Romsdal 1996

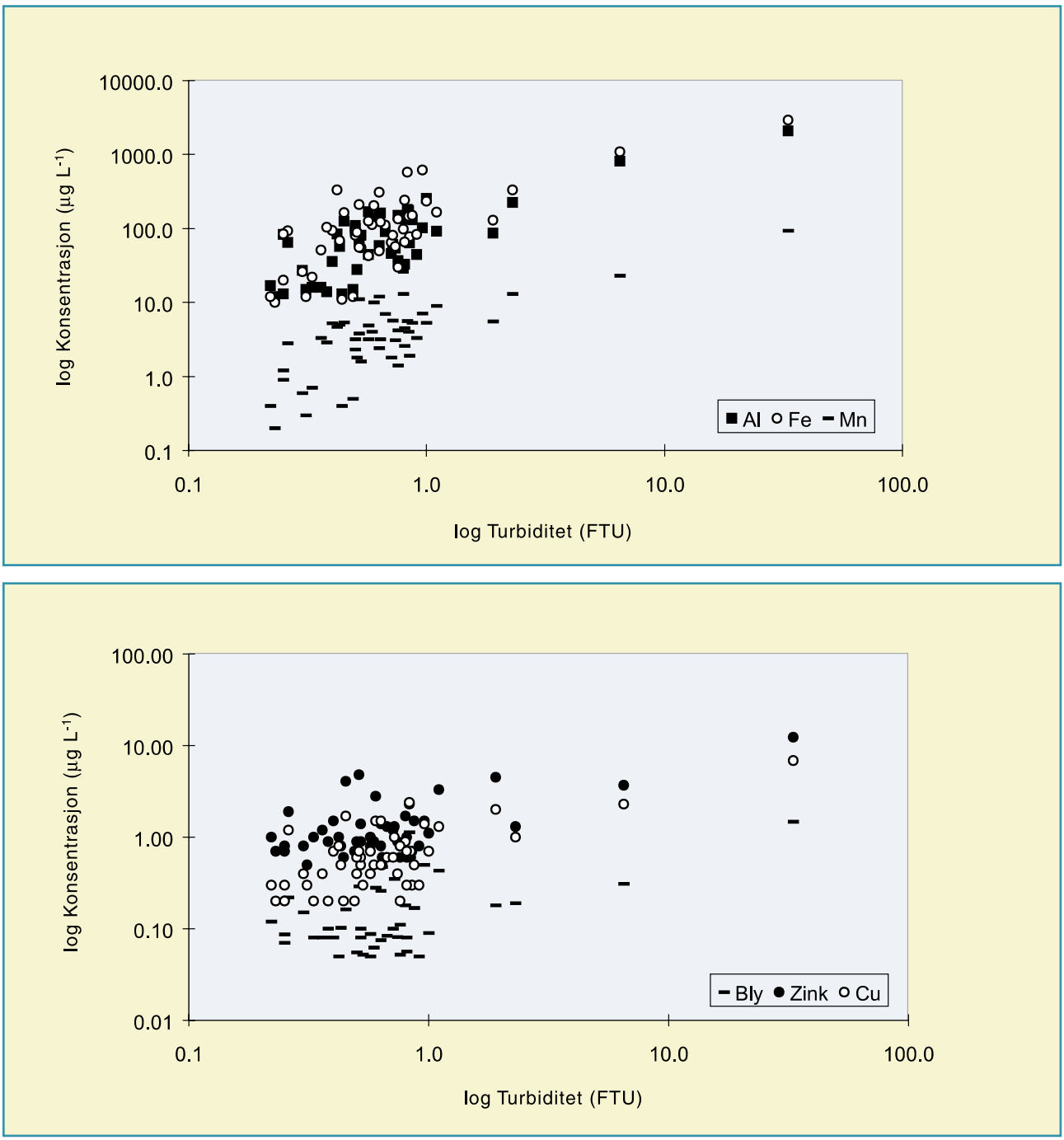
Bortsett fra spesifikke punktkilder (naturlige p.g.a. spesifikke geologiske forhold, samt gruvetipper, industriutslipp, grøfting av myrer etc.), vil forsuring som følge av langtransporterte forurensninger kunne bidra til økte konsentrasjoner av enkelte metaller, med negative effekter på biologien i vassdrag. Dette skyldes at lavere pH generelt bidrar til økt løselighet av metaller, i kombinasjon med at enkelte metaller finnes i forurenset nedbør (eksempelvis Zn, Pb, Cd). I forsurede områder er det primært uorganisk aluminium som løses ut fra løsmasser og bergrunn, og som skaper toksiske nivåer for akvatiske organismer. Bortsett fra dette er konsentrasjonene av sporelementer og tungmetaller meget lave i norske vassdrag (Se Skjelkvåle og medarb. 1996).

Betydelige konsentrasjoner av tungmetaller/sporelementer kan likefullt opptre i relativt upåvirkede vassdrag (Figur 2.2.1), men da primært i forbindelse med flommer. Det som derimot er en generell trend under flom er at turbiditeten vil øke, i mange elver til dels dramatisk. I slike tilfeller synes det å være en god positiv sammenheng mellom turbiditet og metallkonsentrasjon, noe som betyr at metallene er assosiert til partikler og derfor i liten grad biologisk tilgjengelig. Korrelasjonskoefisientenen (r^2) for de ulike metaller er som følger: Al: 0.94; Fe: 0.90; Mn: 0.95; Pb: 0.54; Zn: 0.74; Cu: 0.79. Siden *løste* metaller i elver primært skyldes punktkilder, vil derfor konsentrasjonene av slike vanligvis bli sterkt redusert under flom. Dette er avgjørende siden det primært er slike former som kan være akutt giftige for planter og dyr.



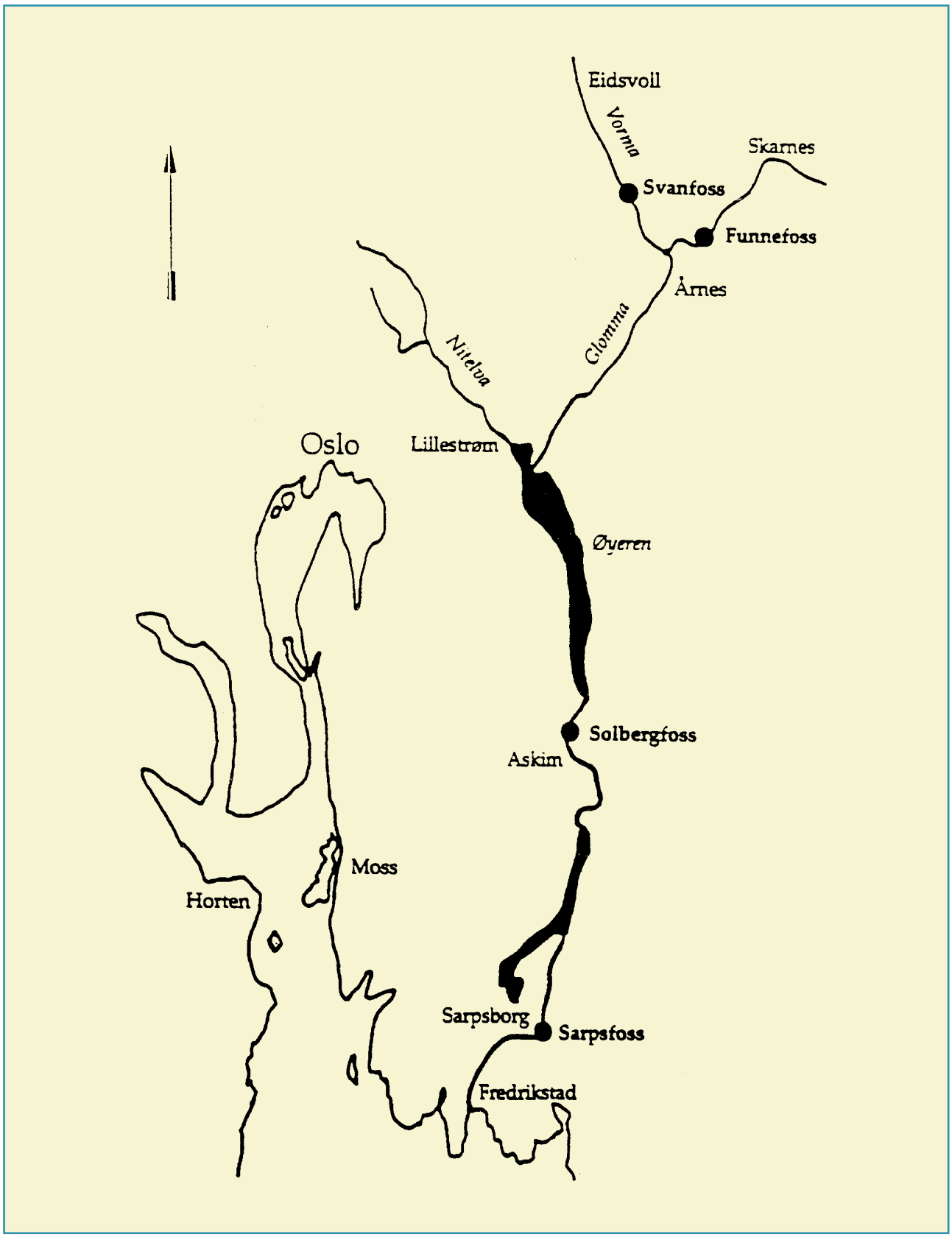
Figur 2.1.22 Vannføring (10 L s^{-1}) og konsentrasjoner (mg L^{-1}) av Σ Ca, Mg, K og silikat (Si) i perioden januar til september 1997 i innsjøen Nepptjern, Oslo. Legg merke til ulikt konsentrasjonemønster for basekationene og Si gjennom vårflommen, mens de i resten av perioden er svært godt korrelert.

Figure 2.1.22 Water flow (10 L s^{-1}) and concentrations (mg L^{-1}) of Σ Ca, Mg, K and silicon (Si) in January - September 1997 in Lake Nepptjern, Oslo. Please note different concentration patterns for the base cations and Si during the spring flood, while these parameters are better correlated in the rest of the period.



Figur 2.2.1 Konsentrasjoner av ulike metaller i relasjon til turbiditet i 25 elver i Møre og Romsdal. Al, Fe og Mn øverst og Bly, Zn og Cu nederst. I materialet finnes data fra både lav vannføring (medio august) og ved flom (medio juni) i 1996.

Figure 2.2.1 Concentrations of some metals in relation to turbidity in 25 streams in Møre og Romsdal County, Norway. Upper panel: Al, Fe and, Mn. Lower panel: Pb, Zn and Cu. Data given are taken at low (medio August) and high (medio June) flow, respectively, in 1996.



Figur 2.3.1 Kartskisse over NIVAs prøvetakingsstajoner i Glomma og Vorma under flommen i 1995 (fra Faafeng og medarb. 1996).

Figure 2.3.1 Map over samplingstations in Rivers Glomma and Vorma during the flood in 1995. (from Faafeng og medarb., 1996).

2.3 Flommen i Glomma- og Drammenselvvassdraget i juni 1995

2.3.1 Stoffkonsentrasjoner i Glommavassdraget

NIVA gjennomførte et måle- og analysepogram på tre stasjoner i Glomma (Funnefoss, Solbergfoss og Sarpsfoss) og i Vorma i perioden 3.6-3.7 i 1995 i forbindelse med den store flommen. De viktigste resultatene er beskrevet av Faafeng og medarb. (1996).

Det ble analysert på:

- partikler (turbiditet og organisk/uorganisk tørrstoff),
- ioninnhold (konduktivitet),
- næringsstoffene fosfor (totalP og fosfat) og nitrogen (totalN og nitrat+nitritt)
- total organisk karbon (TOC)

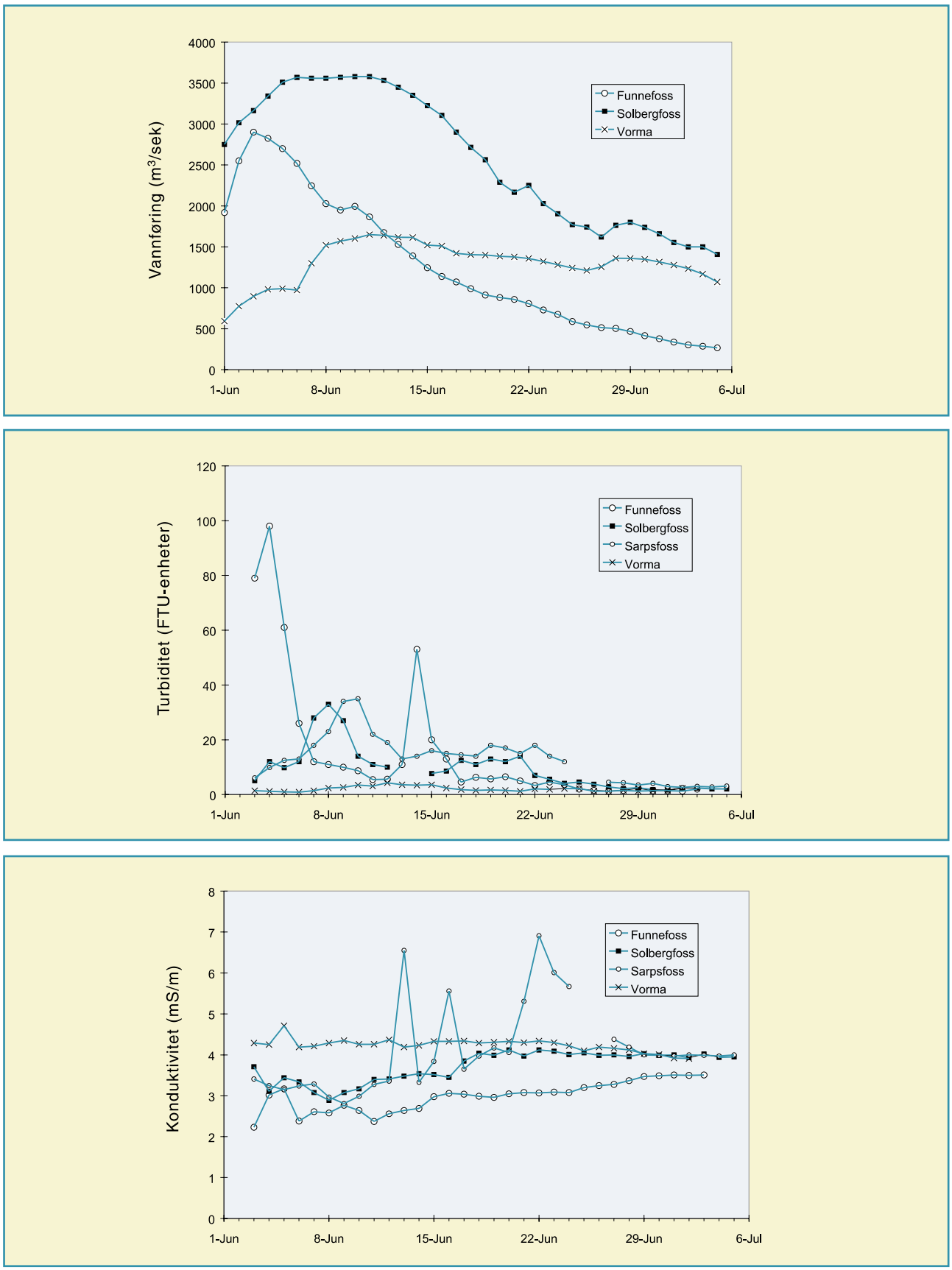
Flommen kulminerte oppstrøms Øyeren i Funnefoss den 3. juni med en vannføring på 2900 m3/sek, mens normal vårflom på denne stasjonen er ca. 1000 m3/sek. Flomtoppen beveget seg gjennom Øyeren og nådde maksimale verdier i Solbergfoss den 11. juni med 3580 m3/sek. (Figur 2.3.2).

I de 10 første dagene av flommen ble det tatt prøver hver annen time i Glomma, resten av perioden 4 ganger pr. døgn. I Vorma var korttidsvariasjonene ikke ventet å være like store pga. fortynning og demping i Mjøsa, og prøvetakingsfrekvensen ble redusert til én prøve pr. døgn fra 7. juni. Da målingene kom i gang var flommen allerede nesten på topp, slik at det ikke finnes informasjon fra den innledende fasen av denne flommen.

Figur 2.3.2 viser også daglige verdier av turbiditet på tre stasjoner i Glomma og en stasjon i Vorma og demonstrerer hvordan flomtoppen med høy konsentrasjon av partikler beveget seg fra Funnefoss oppstrøms Øyeren og ble dempes på vei ned til Solbergfoss og Sarpsfoss nedstrøms Øyeren. Konsentrasjonen av partikler ved Funnefoss var ekstremt høy, opptil 295 mg/l, og tilsvarte en transport av 70.000 tonn partikler i løpet av 3. juni. Partikkelkonsentrasjonen nedstrøms Øyeren var bare omlag 20% av maksimalverdien i Funnefoss, og maksimalverdien ble målt 5 døgn senere. Maksimal partikkelkonsentrasjon i Sarpsfossen ble målt to døgn senere i Sarpsfoss enn i Solbergfoss. Til tross for betydelige tilførsler av partikler til Mjøsa under flommen var partikkelinnholdet i innsjøens utløp, ved Svanfoss i Vorma, fortsatt lavt en måned etter kulminasjon av flommen.

En ny topp i turbiditet ble registrert i Funnefoss fra 14. juni, med en maksimal verdi på hele 152 mg/l. Det antas at dette kan ha sammenheng med et dambrudd i Møklebysjøen (Søkkunda-dammen) nord for Rena og har i så tilfelle nådd Funnefoss 3 døgn senere (Faafeng og medarb. 1996).

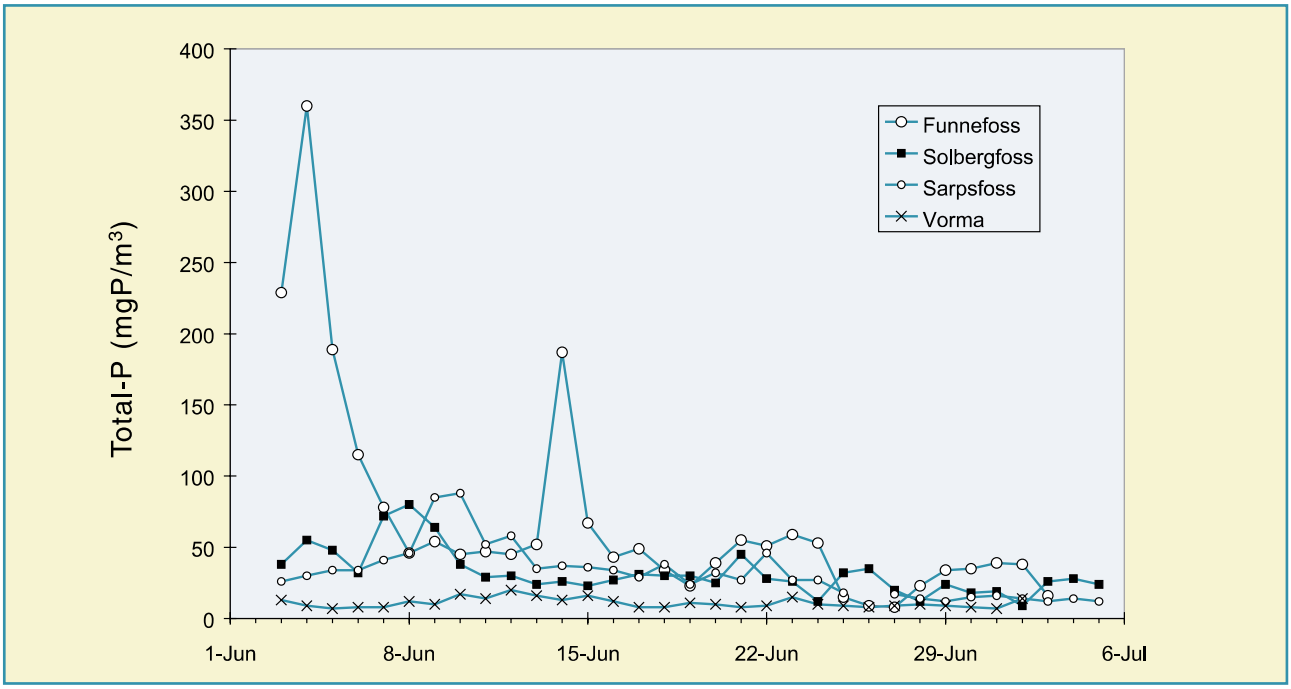
Konsentrasjonen av løste ioner (konduktivitet) var påfallende konstant gjennom flomepisoden (Figur 2.3.2) med unntak av enkelte høye verdier ved Sarpsfoss som tyder på usystematiske lokale tilførsler.



Figur 2.3.2 Vannføring, partikkelinnhold (turbiditet) og løste ioner (konduktivitet), i Glomma og Vorma under flommen våren 1995.

Figure 2.3.2 Water flow, particles (turbidity) and dissolved ions (conductivity) in Rivers Glomma and Vorma during the spring flood in 1995.

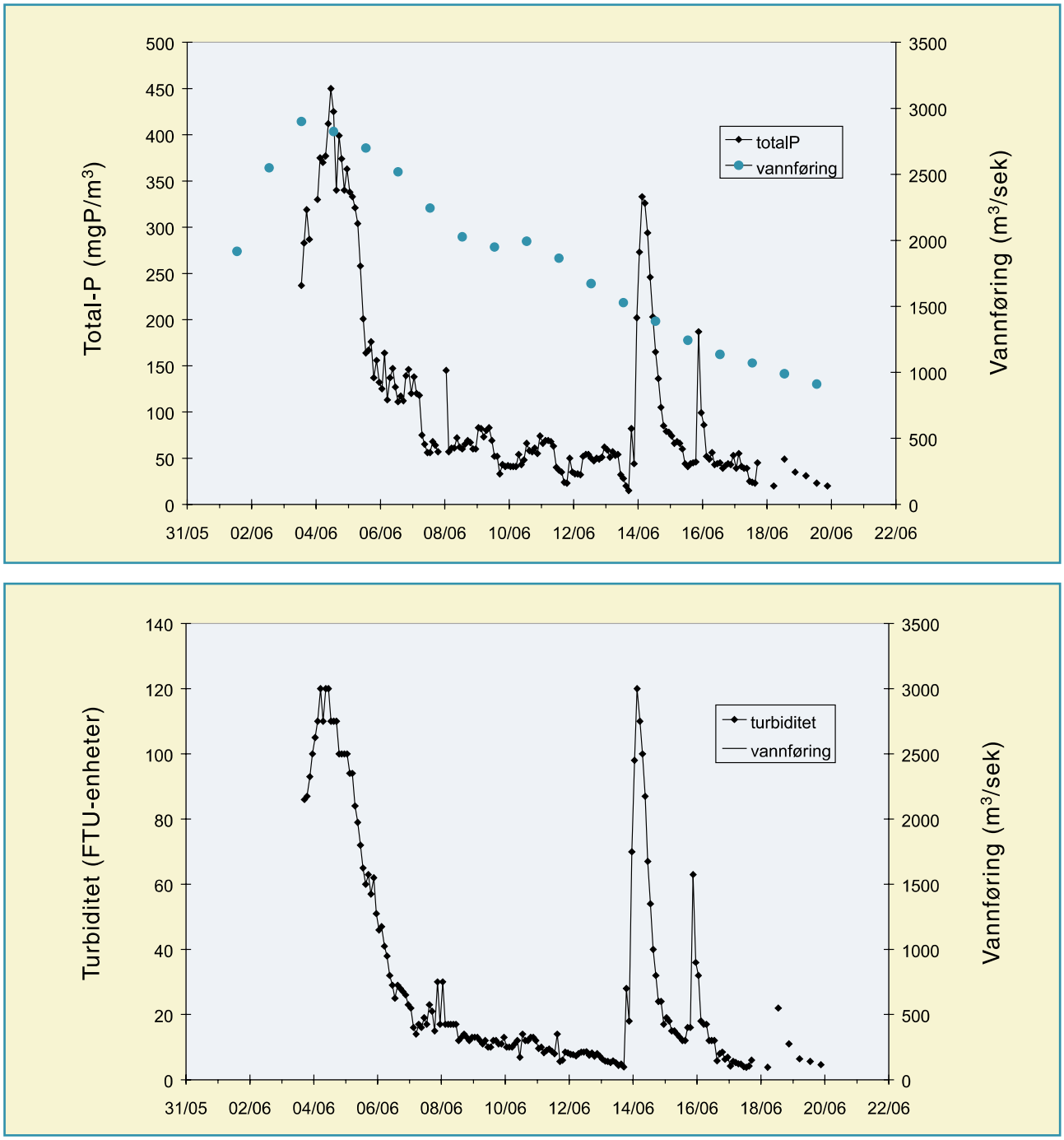
Det er vist at konsentrasjonen av total fosfor i flomepisoder i stor grad følger partikkelkonsentrasjonen i elver (Holtan og Holtan 1996; Kjellberg og medarb. 1996; Kjellberg og Løvik 1997). Dette var særlig tydelig i døgnverdiene fra Funnefoss i 1995 (Figur 2.3.3), men tilsvarende kan også spores ved de to stasjonene lengre ned i vassdraget i perioden 7.-11. juni.



Figur 2.3.3 Fosfor i Glomma og Vorma under flommen i 1995 (fra Faafeng og medarb., 1996)

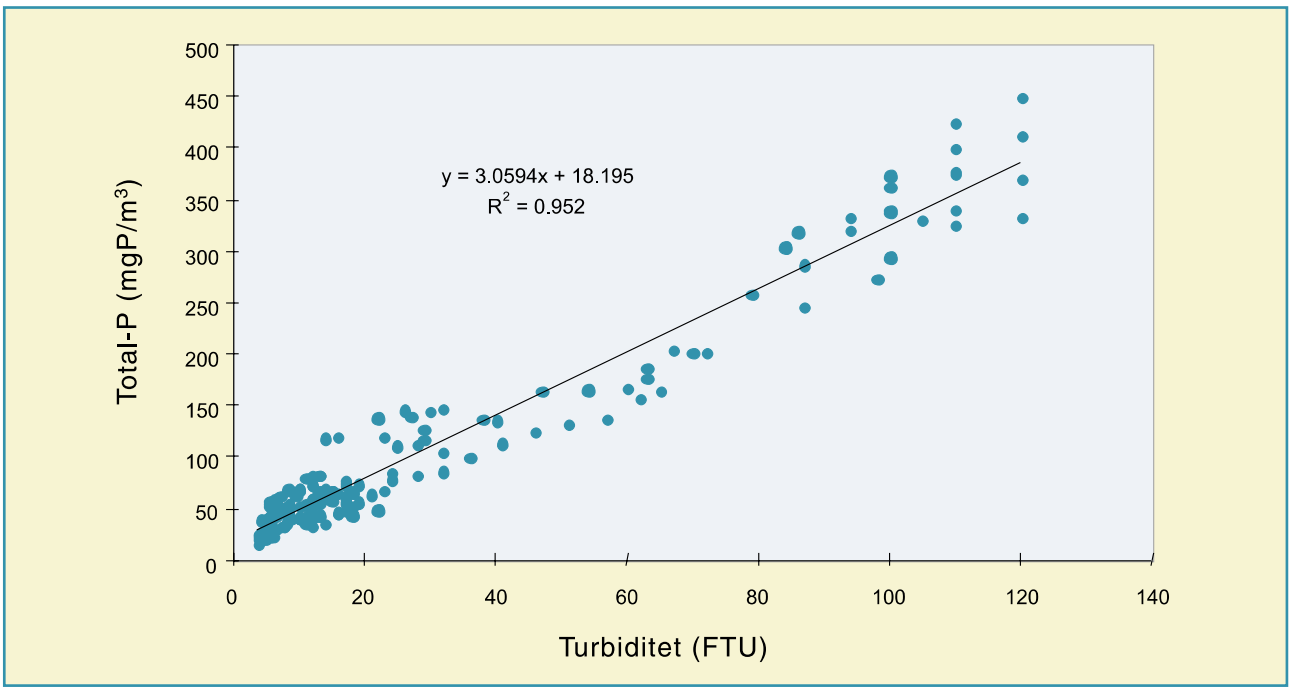
Figure 2.3.3 Phosphorus in Rivers Glomma and Vorma during the spring flood in 1995 (from Faafeng og medarb., 1996).

Enda tydeligere blir dette når vi plotter samtlige målte verdier fra denne perioden (Figur 2.3.4). Total fosfor og turbiditet følger hverandre i stor detalj, også gjennom episoden 14.-16. juni.



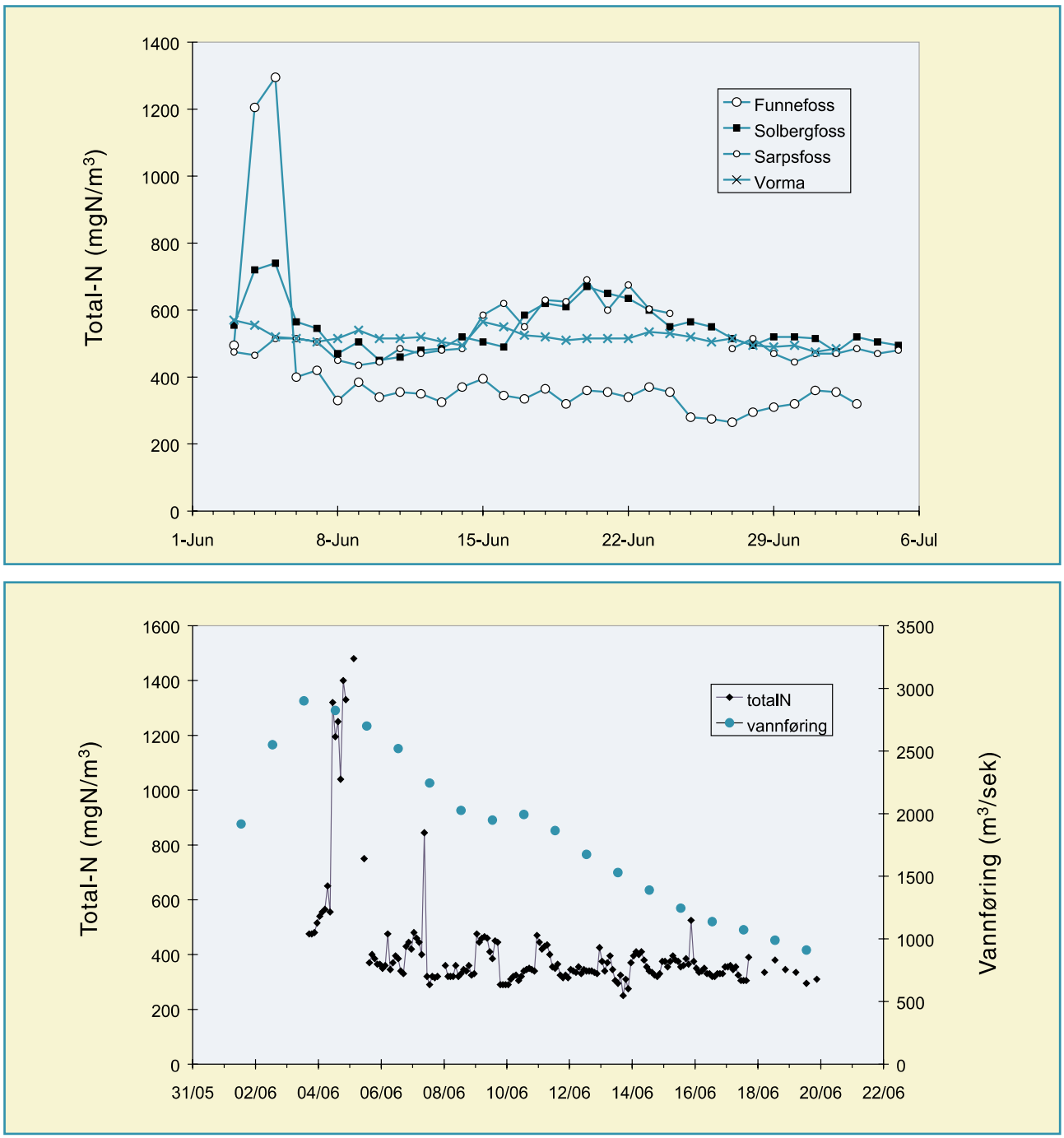
Figur 2.3.4 TotalP (øverst) og turbiditet (nederst) målt i Funnefoss i Glomma 3.-20.6.97. Døgnmarkering angir starten på hver døgn. Data fra Faafeng og medarb. (1996).

Figure 2.3.4 TotalP (upper) and turbidity (lower) in River Glomma at Funnefoss during June 3-20 1997. X-axis labels denote beginning of the dates. Data from Faafeng og medarb. (1996).



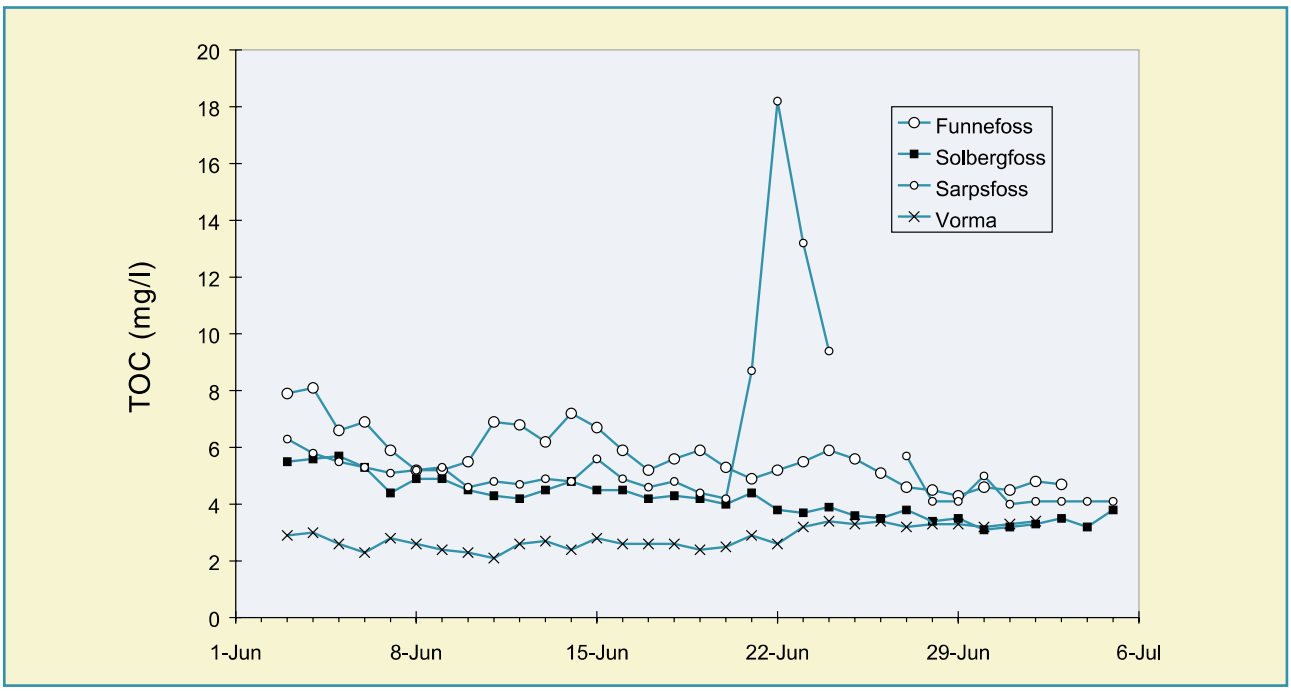
Figur 2.3.4b Turbiditet vs. totalP målt i Funnefoss i Glomma 3.-20.6.97. Vannføring angitt som døgnmiddelvann-føring (kl. 13). Data fra Faafeng og medarb. (1996).

Figure 2.3.4b Turbidity vs. totalP in River Glomma at Funnefoss during June 3-20 1997. Water flow as daily average (01P.M.). Data from Faafeng og medarb. (1996).



Figur 2.3.5 Nitrogen i Glomma og Vorma under flommen i 1995 (fra Faafeng og medarb., 1996); daglige verdier (øverst) og samtlige verdier fra Funnefoss (nederst). Vannføring angitt som døgnmiddelvannføring (kl. 13). Data fra Faafeng og medarb. (1996).

Figure 2.3.5 Nitrogen in Rivers Glomma and Vorma during the spring flood in 1995 (from Faafeng og medarb., 1996); daily values (upper) and all measured values from Funnefoss (lower). Water flow as daily average (01P.M.). Data from Faafeng og medarb. (1996).



Figur 2.3.6 TOC i Glomma og Vorma under flommen i 1995 (fra Faafeng og medarb., 1996)

Figure 2.3.6 Organic carbon (TOC) in Rivers Glomma and Vorma during the spring flood in 1995 (from Faafeng og medarb., 1996).

I figur 2.3.4b vises at korrelasjonen mellom turbiditet og total fosfor var svært høy i denne perioden (r^2=0.95). Dette bekrefter at fosfor stort sett transporteres i partikulær form i flomsituasjonen.

Nitrogenkonsentrasjonen økte også en kort periode like etter flommen hadde kulminert for så å bli redusert til 350-450 µgN/l, som var nær utgangspunktet før flommen (Figur 2.3.5 og 2.5.2). Likevel var maksimale verdier bare 3-4 ganger høyere enn bakgrunnsverdien. Den sekundære toppen av turbiditet og fosfor den 14. juni ble ikke registrert med høyere nitrogen-verdier. Det er verdt å merke seg at nitrogenkonsentrasjonen nedstrøms Øyeren var omlag dobbelt så høy som oppstrøms Øyeren etter at flommen hadde kulminert. Dette skyldes trolig i stor grad utlekking fra landbruksarealer.

Når flommen i hovedsak forårsakes av ren snø- eller breavsmelting får vi likevel som regel redusert nitrogenkonsentrasjon i vassdraget pga. fortynningseffekter. Fjell- og breflommene i Gudbrandsdalslågen er gode eksempler på dette (Holtan og medarb. 1980).

Konsentrasjonen av organisk karbon var også lite påvirket av flommen (Figur 2.3.6). Bortsett fra en markert topp rundt 22. juni i Sarpsfossen, som må være forårsaket av andre forhold enn selve flommen, var variasjonene svært små.

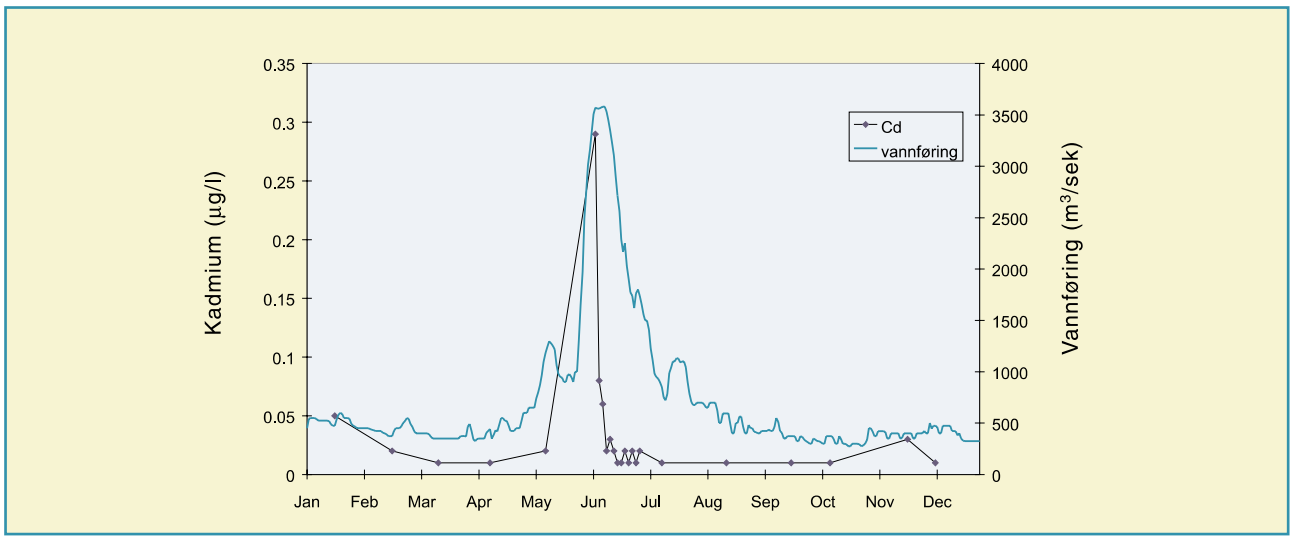
Konsentrasjoner av tungmetaller og silikat i Glomma 1995

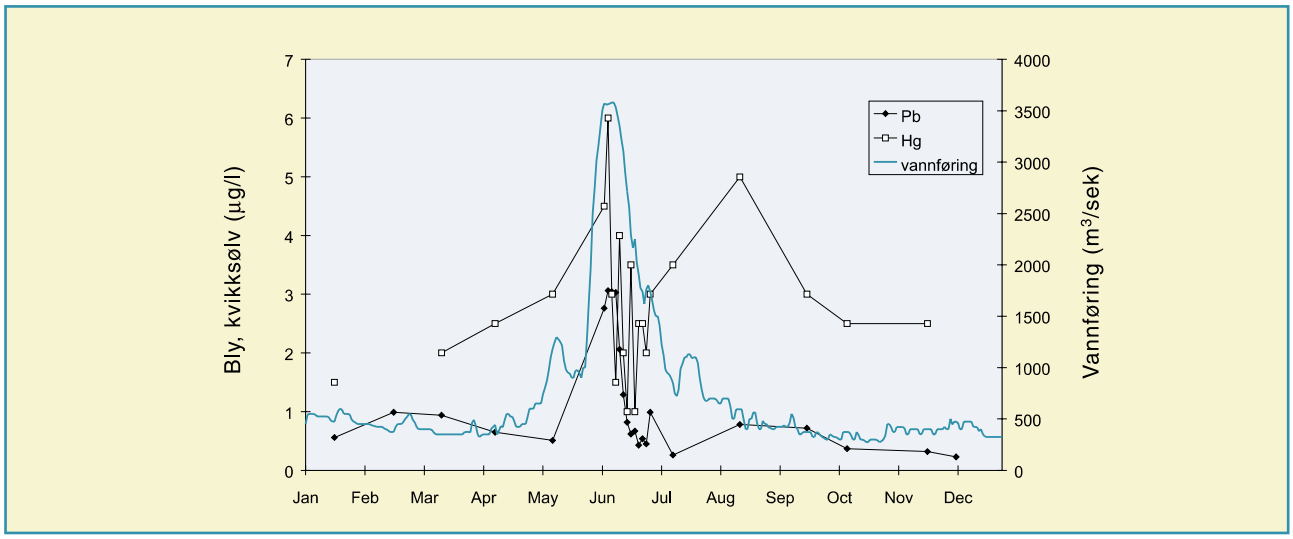
Måleprogrammet for rutinemessig overvåking av vannkvaliteten i Glomma og Drammenselva (Holtan og Holtan, 1996) ble intensivert i juni 1995 og gir informasjoner om endringer i konsentrasjoner og stofftransporter av endel elementer. Det må bemerkes at begge disse målestasjonene ligger nedstrøms store innsjøer, hhv. Tyrifjorden og Øyeren, som bidrar til betydelig sedimentasjon av partikler og fordrøying av effekten i tid. Det kan derfor antas at forholdene var vesentlig mer ekstreme oppstrøms disse innsjøene.

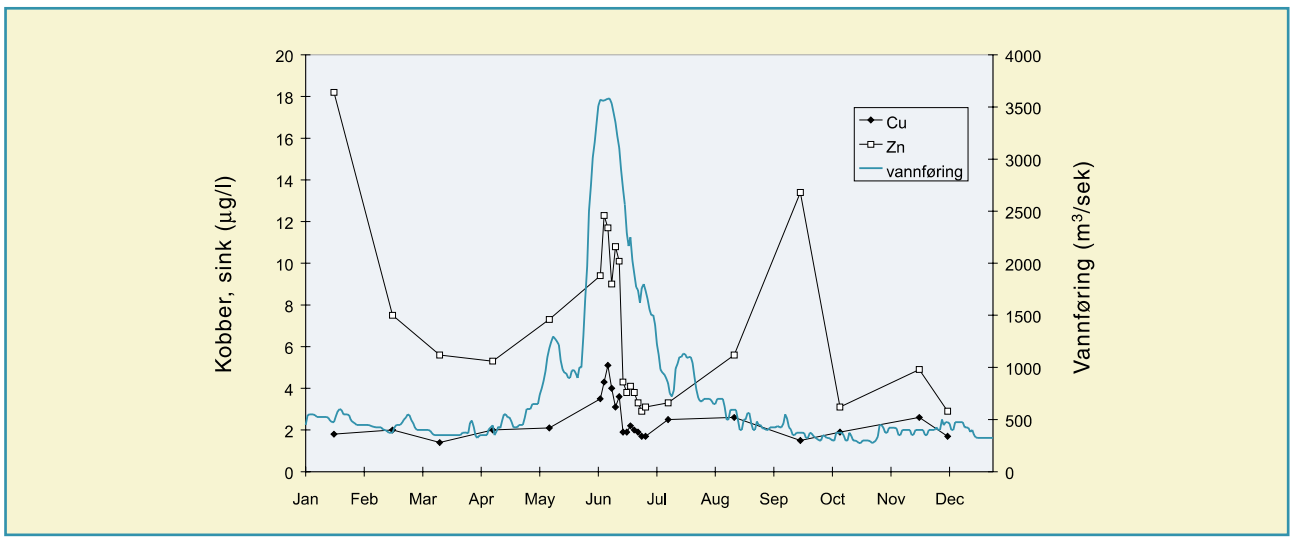
I figur 2.3.7 er vist konsentrasjonsforløpet av tungmetallene kadmium, bly, kvikksølv og kobber, samt sink i 1995. Holtan og Holtan (1996) viser at alle disse metallene i stor grad følger partikkelfraksjoner, og antar at en del av tungmetalltransporten under flommen skyldes utvasking fra gruveområdene nord i vassdraget. Kvikksølvkonsentrasjonen var også høy etter flommen noe som indikerer at det også har vært metallkilder i nedre deler av vassdraget.

Konsentrasjonen av nikkel var derimot lavest ved høyest vannføring, dvs. da fortynningen var på det høyeste. Dette tolkes som at nikkel tilføres fra andre kilder enn tungmetallene og at de hovedsaklig ble tilført fra nedre deler av vassdraget.

Løst silisium (kiselsyre, H4SiO4) hadde samme variasjonsmønster som Ni i Sarpsfossen med en fortynning under maksimal flom.

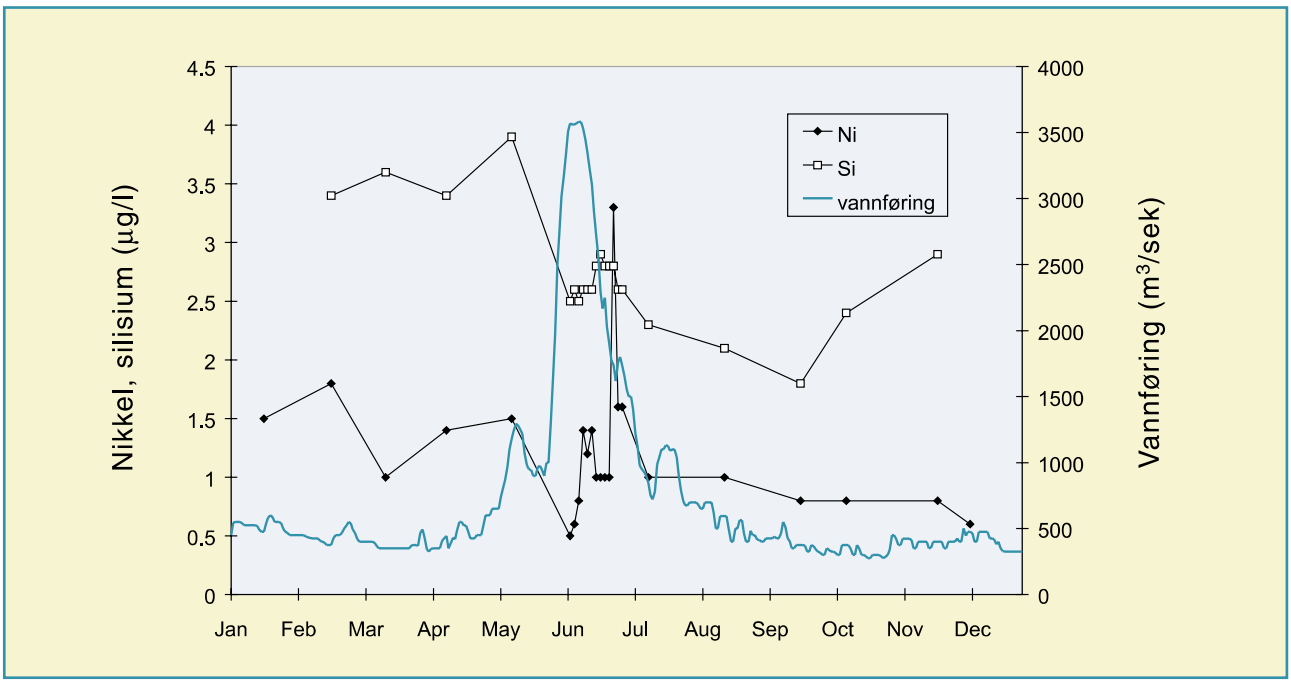






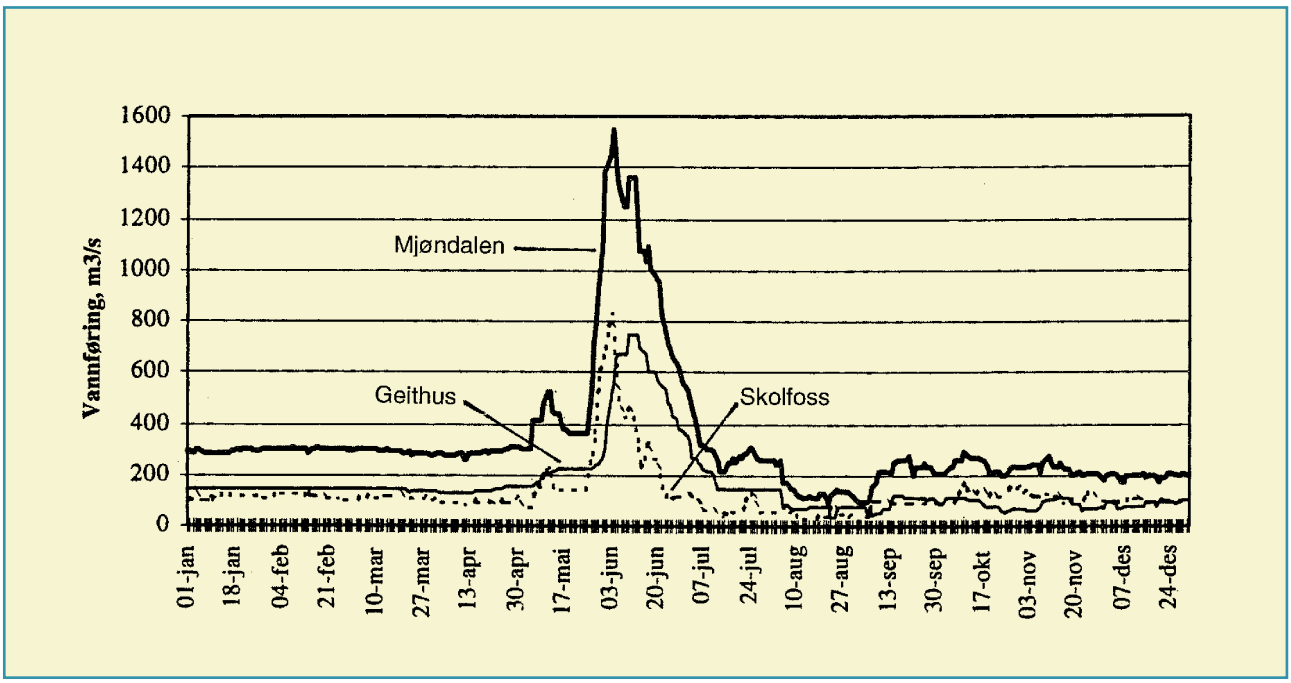
Figur 2.3.7 Konsentrasjon av tungmetallene kadmium, bly, kvikksølv og kobber, samt sink, under flommen i 1995 ved Sarpsfoss i Glomma. Data fra Holtan og Holtan (1996).

Figure 2.3.7 Consentrations of the heavy metals cadmium, lead, mercury and copper as well as zink, during the flood in 1995 at Sarpsfoss in River Glomma. Data from Holtan and Holtan (1996).



Figur 2.3.8 Konsentrasjon av nikkel og silisium under flommen i 1995 ved Sarpsfoss i Glomma. Data fra Holtan og Holtan (1996).

Figure 2.3.8 Consentrations of nickel and silicon during the flood in 1995 at Sarpsfoss in River Glomma. Data from Holtan and Holtan (1996).



Figur 2.3.9 Vannføring ved tre stasjoner i Drammensvassdraget i 1995. Figur fra Holtan og Holtan 1996.

Figure 2.3.9 Water flow at three stations in the River Drammenselva in 1995. From Holtan and Holtan 1996.

2.3.2 Stoffkonsentrasjon i Drammensvassdraget

Figur 2.3.9 viser vannføring på 3 punkter i Drammensvassdraget i 1995: Skolfoss ved utløp av Krøderen, Geithus ved Tyrifjorden og ved Mjøndalen i nedre del av vassdraget. Etter en liten flomtopp 10.-12. mai ved Mjøndalen, som skyldes særlig flom i Snarumelva, kom hovedflommen i begynnelsen av juni med kulminasjon 10.-12. juni. Maksimal vannføring ved Mjøndalen var på nesten 1600 m^3/sek.

Effektene av flommen var vesentlig mindre for vannkvaliteten i Drammenselva enn i Glomma (Holtan og Holtan, 1996). Dette skyldes i stor grad sedimentasjon og fordrøying i de mange og store innsjøene i vassdraget (Randsfjorden, Sperillen, Krøderen, Tyrifjorden/Steinsfjorden), og kan sammenliknes med effekten av Mjøsa på vannkvaliteten i Vorma (Holtan og Holtan 1996). Maksimale partikkelkonsentrasjoner i nedre deler av Drammenselva var derfor mye lavere (18 mg/l) enn tilsvarende i nedre deler av Glomma (60 mg/l). Dette kan også delvis forklares av at nedre deler av Drammenselva er mindre utsatt for erosjon enn nedre deler av Glomma.

Flommen førte bare til en 3-4 dobling av fosforkonsentrasjonen i Drammenselva i forhold til den konsentrasjonen som er normal resten av året. Høyeste målte verdi var bare 20 µgP/l like før kulminasjon av flommen, mens tilsvarende verdi i Sarpsfossen på samme tid var vel 120 µgP/l. Konsentrasjonen av nitrogen ble ikke mer enn fordoblet under flommen (fra 350 til vel 700 µgN/l) enn før og etter flommen og viste liten samvariasjon med partikkelinnholdet, mens nitrogenkonsentrasjonen i Sarpsfossen var høyest om vinteren og våren før flommen.

Konsentrasjonen av bly var betydelig høyere i Drammenselva under flommen enn normalt og kan skyldes kilder i nedre deler av vassdraget.

2.4. Mjøsa

I 1995 ble det samlet inn vannprøver for analyse av næringssalter fra fire stasjoner i Mjøsa i perioden april - oktober fra tre forskjellige dyp. Resultatene fra Mjøsa er hentet fra Faafeng og medarb. (1996).
Før flommen i april-mai ble det registrert lave fosforkonsentrasjoner ved samtlige lokaliteter og dyp med konsentrasjoner i området 4 -5 µg tot-P/l. Stor transport av fosfor i forbindelse med flommen førte til at særlig Mjøsas nordre del fikk høye fosforkonsentrasjoner. Her ble hele vannvolumet påvirket og på det meste ble det registrert nær 70 µg tot-P/l ved prøvestasjonen ved Brøttum, d.v.s. mer enn 10 ganger høyere konsentrasjon enn før flommen. Etter flomtoppen minket fosforkonsentrasjonen suksessivt pga. fortynning og sedimentasjon, men den nordre del var klart påvirket med forhøyde fosforkonsentrasjoner helt ut i slutten av juli. F.o.m. august var det igjen lave og mer normale konsentrasjoner med verdier i området 4 - 6 µg tot-P/l.
Den sentrale og søndre delen av Mjøsa ble også påvirket. Her ble det på det høyeste registrert 25 µg tot-P/l ved stasjonen ved Kise like syd for Gjøvik og 14 µg tot-P/l ved stasjon Skreia og ved stasjonen i Furnesfjorden. Også her ble det registrert noe forhøyet konsentrasjon ut i juli hvoretter konsentrasjonen avtok og nådde mer normale verdier i august og utover høsten.
Årsaken til at Mjøsa så raskt etter storflommen igjen fikk mer normale fosforkonsentrasjoner antas å være at:

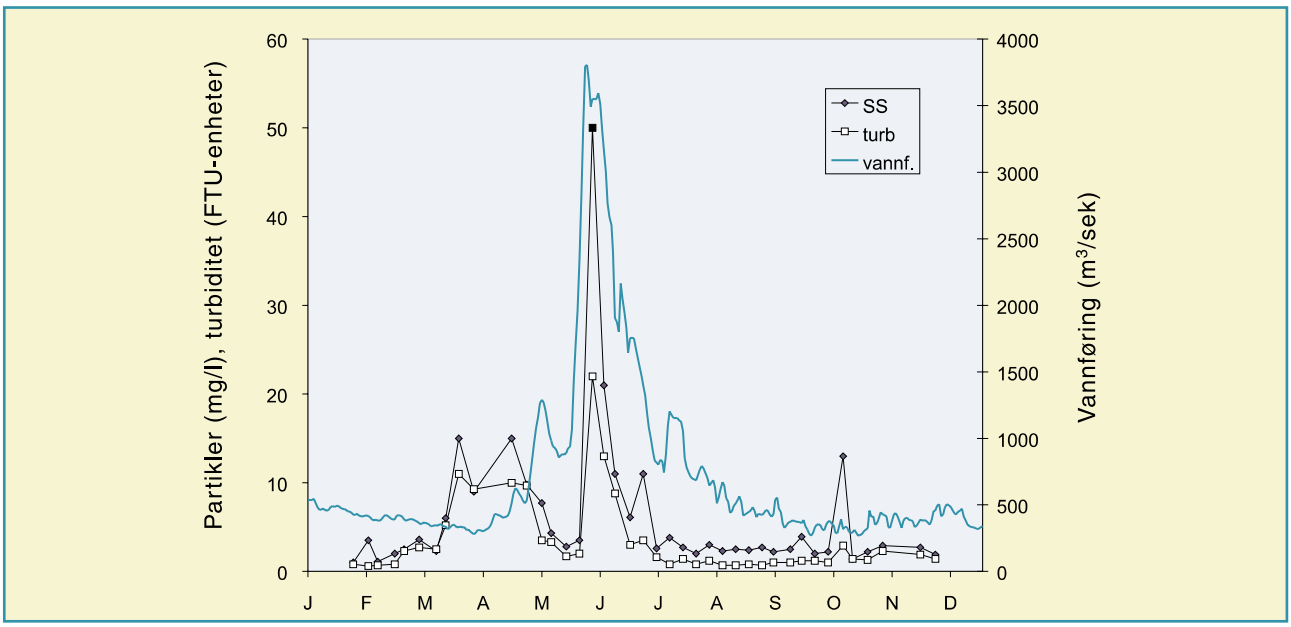
- det aller meste av "flomfosforet" var bundet eller raskt ble bundet til partikulært materiale og dermed sedimenterte i Mjøsa.
- det var stor fortynningskapasitet i Mjøsa bl.a. avhengig av de lave utgangskonsentrasjonene.
- kommunale renseanlegg og pumpestasjoner som en tid var satt ut av drift under flommen raskt kom i drift igjen.

2.5 Øyeren 1995

Innsjøen Øyeren ligger mellom de tidligere nevnte elvestasjonene i Glomma: nedstrøms Funnefoss og Vorma, og oppstrøms Solbergfoss. Dataene er stilt til disposisjon fra ANØs (Avløpssambandet Nordre Øyeren) langsiktige overvåkingsprogram. Disse ukentlige dataene tas med fordi de strekker seg over hele året 1995 og utfyller derved NIVAs intensive måleserie fra flomperioden (Faafeng og medarb., 1996). ANØs serie viser tydelig hvilket konsentrasjonsnivå forskjellige elementer hadde gjennom vinteren forut for flommen.

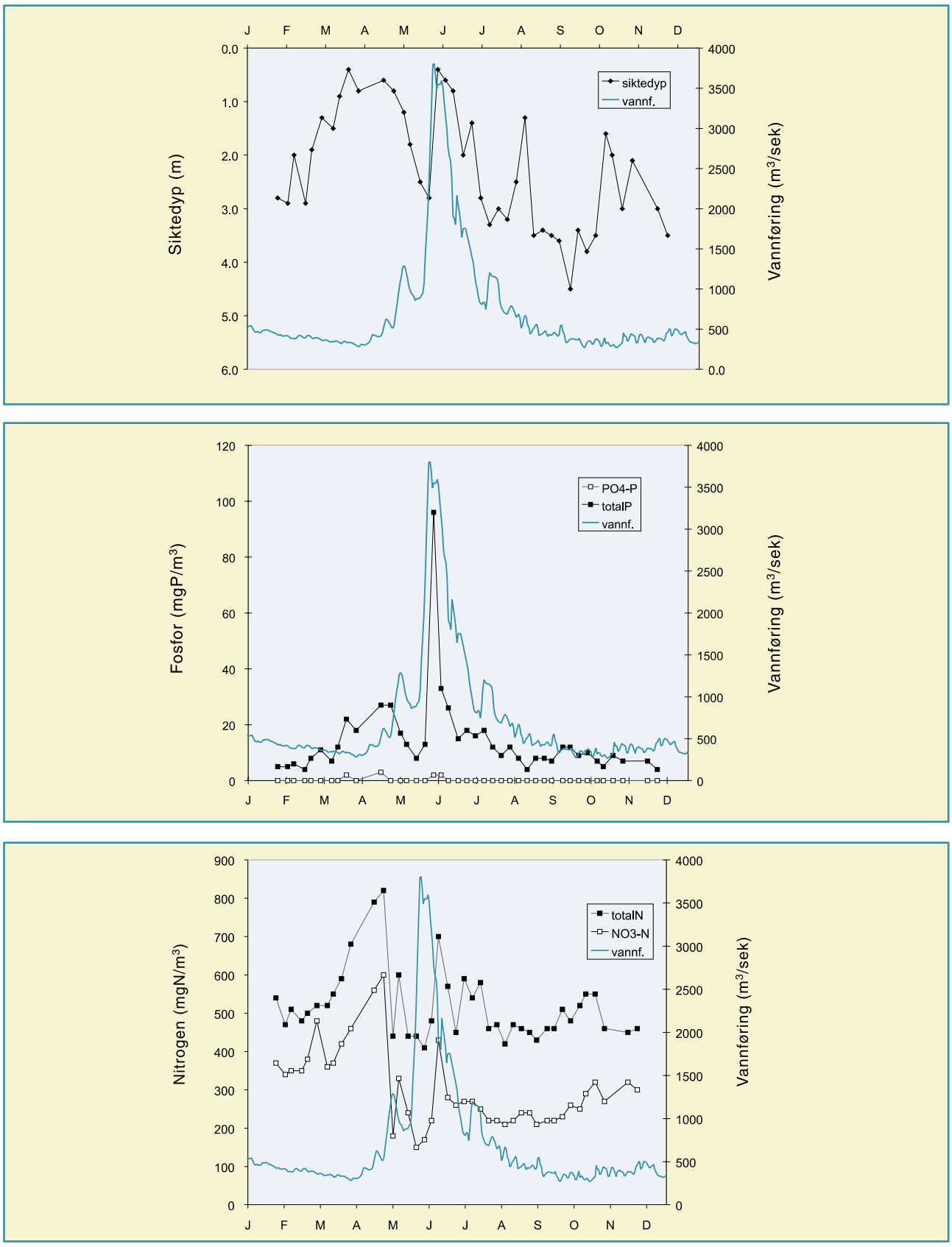
Som tidligere beskrevet hadde vannet i Glomma svært høye partikkelkonsentrasjoner under kulminasjonen av flommen. Dette vises også tydelig i denne serien, selv om maksimalverdiene naturlig nok er lavere i Øyeren enn de var ved Funnefoss (Figur 2.5.1). Figuren viser også at konsentrasjonen av partikler var tydelig forhøyet på ettervinteren (mars og april) før vannføringen økte, med verdier på vel 15 mg/l SS og mer enn 10 FTU i turbiditet. Vi er ikke kjent med forhold i øvre deler av Glommavassdraget som skulle tilsi så markert transport av partikler i denne perioden.

Ukentlige målinger i siktedyp gjennom vinteren viser også tydelig reduserte verdier i mars og april med verdier ned mot 0.5 meter for så å øke til vel 2.5 m før selve flomtoppen. Siktedypet økte gradvis til ca. 4 m i slutten av august.



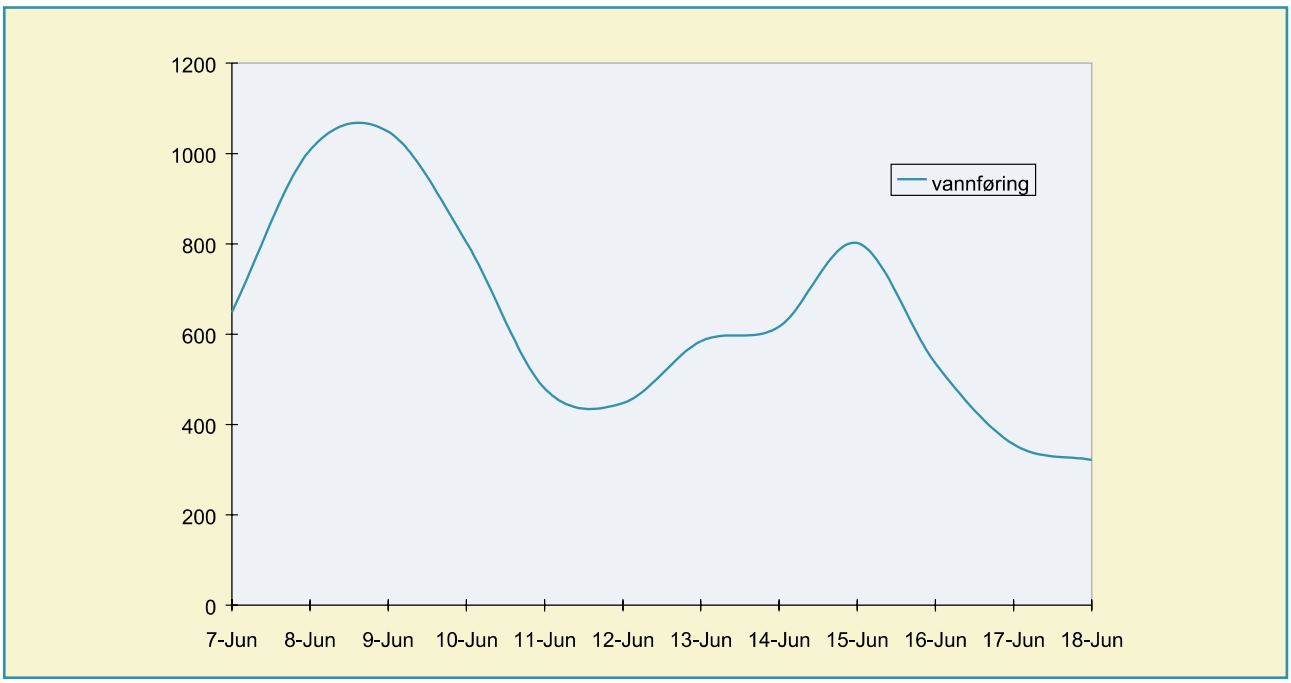
Figur 2.5.1 Vannføring i Funnefoss og ukentlig konsentrasjon av partikler (SS) og turbiditet i Øyeren i 1995. Data fra Avløpssambandet Nordre Øyeren.

Figure 2.5.1 Water flow at Funnefoss in River Glomma and weekly concentrations of particles (SS) and turbidity in Lake Øyeren in 1995. Data from Avløpssambandet Nordre Øyeren.



Figur 2.5.2 Vannføring i Funnefoss samt ukentlige data for siktedyp, fosfor og nitrogen i Øyeren i 1995. Data fra Avløpssambandet Nordre Øyeren.

Figure 2.5.2 Water flow at Funnefoss in River Glomma and weekly concentrations of transparency, phosphorus and nitrogen in Lake Øyeren in 1995. Data from Avløpssambandet Nordre Øyeren.



Figur 2.6.1 Vannføring i Gaula (m3/sek) ved Haga bru 7.-18. juni 1997. Data fra NVE.

Figure 2.6.1 Water flow (m3·sec^{-1}) in River Gaula at Haga bru 7.-18. Juni 1998. Data from NVE, Hydrologisk

2.6 Gaula og Altaelva i 1997

2.6.1 Gaula

Flommen i Gaula i juni 1997 ytret seg med to markerte flomtopper på vel 1000 m3/sek 8.-9. juni og en noe mindre topp på vel 800 m3/sek den15. juni (Figur 2.6.1). Maksimal flom ved Haga bru, 9.6.97, var på 1049 m3/s, og er den 11. største i observasjonsperioden 1908-1997. Frekvensanalyser viser at flommen har et statistisk gjentaksintervall på litt under 10 år. Middelflom om våren på denne stasjonen er 724 m3/s (data fra Lars-Evan Pettersson, NVE).

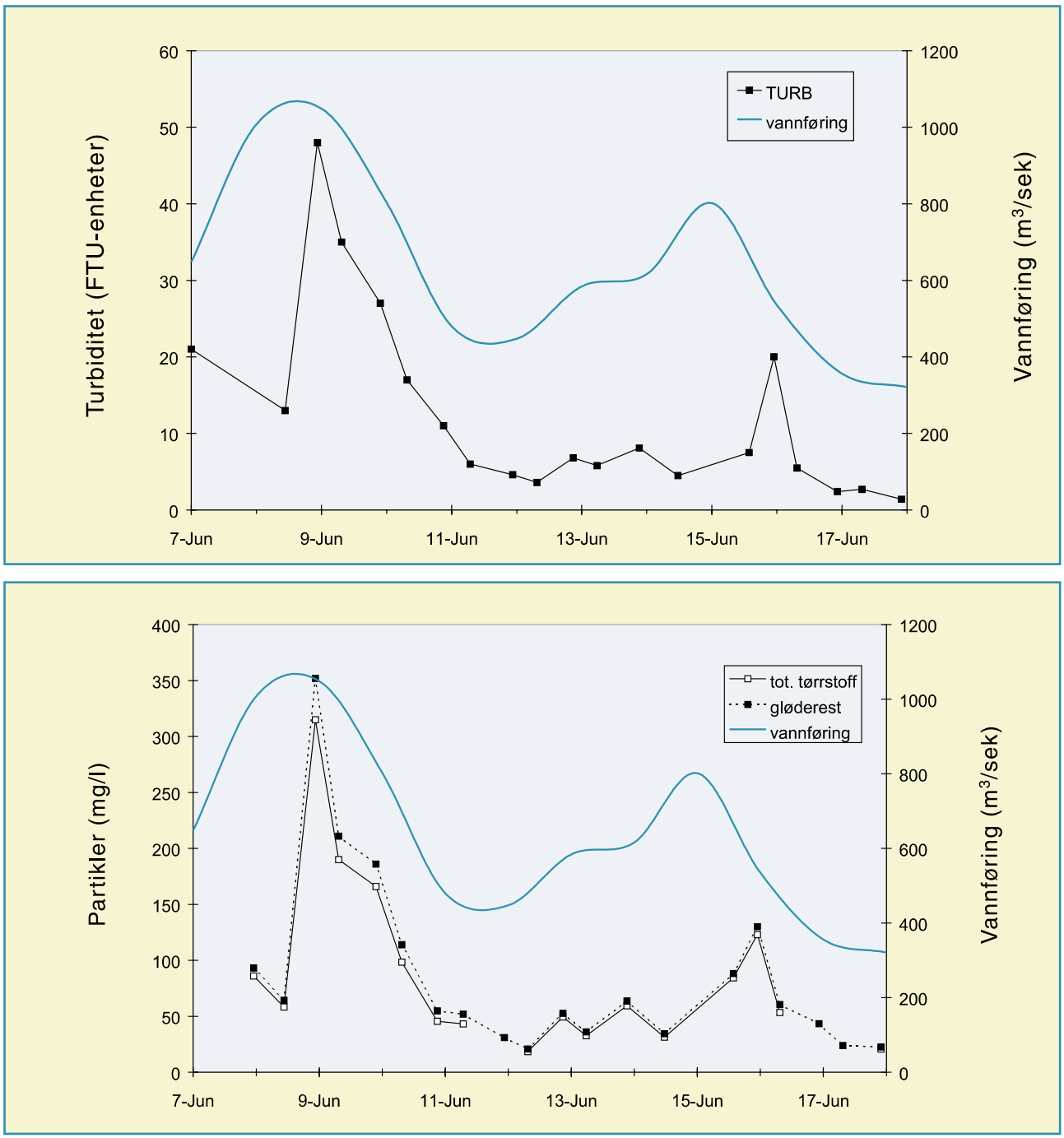
Det ble samlet inn 1-2 vannprøver fra Gaula ved Haga bru i perioden 8.-18. juni 1997 fordi det var meldt om mulighet for storflom i vassdraget. Innsamling og analyse av vannprøvene er finansiert av Hydra-prosjektet.

Det ble registrert et tydelig maksimum for turbiditet og total tørrstoff i første flomtopp 9. juni, men mindre markert utslag i andre (Figur 2.6.2). Dette skyldes at andre flomtopp var mindre enn den første og at mye av det lett eroderbare materialet på det tidspunktet allerede kan ha vært transportert vekk. Det må bemerkes at partikkeltransporten i Gaula er spesiell pga. masseuttak fra elveleiet over lang tid. Elva er i perioder sterkt partikkelførende pga. erosjon i underliggende løsmasser/leire. Denne problematikken vil ikke bli forfulgt her. Turbiditeten ved første flomtopp var av samme størrelsesorden som i flommen i Glomma i 1995 nedstrøms Øyeren. Til sammenlikning var den maksimale turbiditetsverdien mer enn dobbelt så høy oppstrøms Øyeren ved Funnefoss. Tørrstoff, som var sterkt dominert av uorganiske partikler (Figur 2.6.2), var faktisk høyere enn turbiditeten skulle tilsi, trolig pga. hovedsaklig finpartiklært materiale. Måleverdier for turbiditet kan derfor ikke omregnes direkte til partkkelinnhold. Konsentrasjonen av tørrstoff under kulminasjon av første flomtopp var ca. 300 mg/l, som tilsvarer høyeste registrerte verdi i Funnefoss under flommen i 1995 (Faafeng og medarb. 1996).

Konduktivitet økte noe i første flomtopp, men i den andre ble det heller registrert en fortynning (Figur 2.6.3).

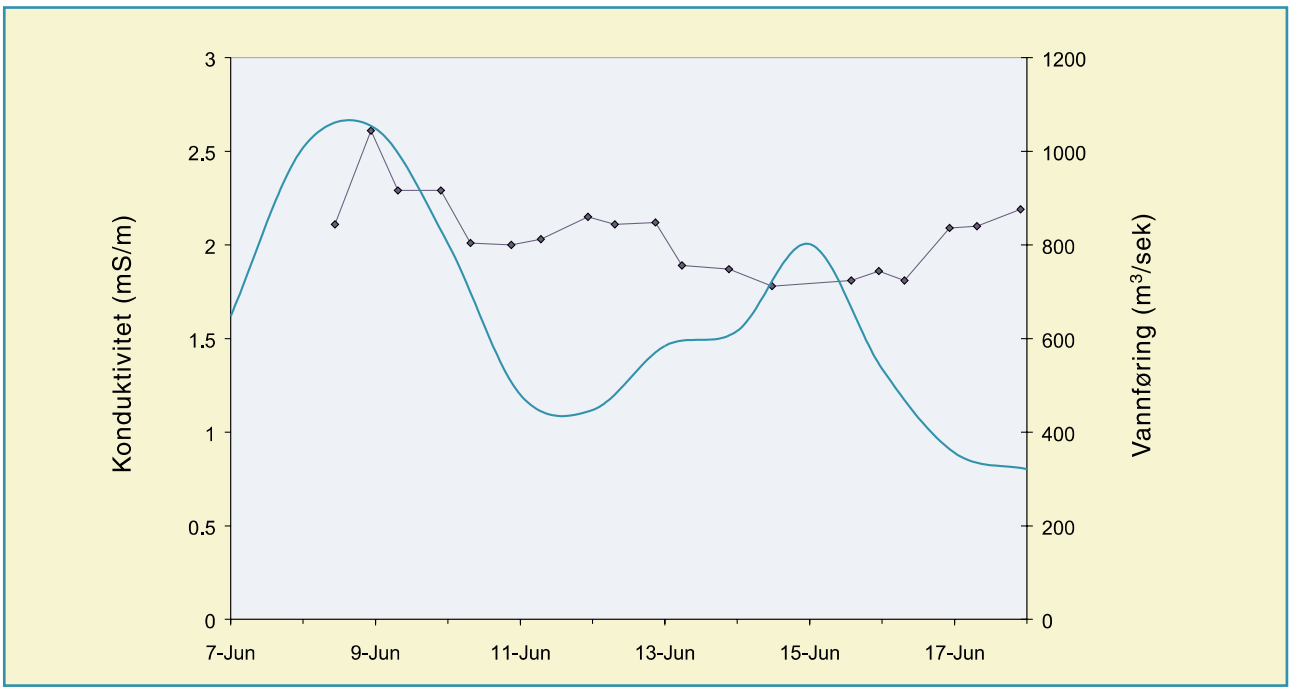
Konsentrasjonen av organisk stoff målt som TOC holdt seg ganske konstant gjennom begge flomtoppene, mens innholdet av humusfarget materiale (platinafarge) økte kraftig etter andre flomtopp. Dette indikerer at større deler av jordsmonnen i nedbørfeltet var tint under andre flomtopp slik at mer humus kunne vaskes ut og at partiklene fra første flomtopp primært var erodert fra selve elveleiet.

Som i storflommen i Glomma økte fosforkonsentrasjonen i Gaula til det nesten ti-dobbelte, mens nitrogenkonsentrasjonen bare ble fordoblet. Det ble også målt på løste fraksjoner av fosfor og nitrogen i denne undersøkelsen. Konsentrasjonen av fosfat ble lite påvirket og var lav hele tida. Konsentrasjonen av nitrat var også lav, bortsett fra et svakt maksimum under første flomtopp. Konsentrasjonen av nitrat utgjorde omlag 1/3 av total nitrogen og varierte i takt med vannføringen.



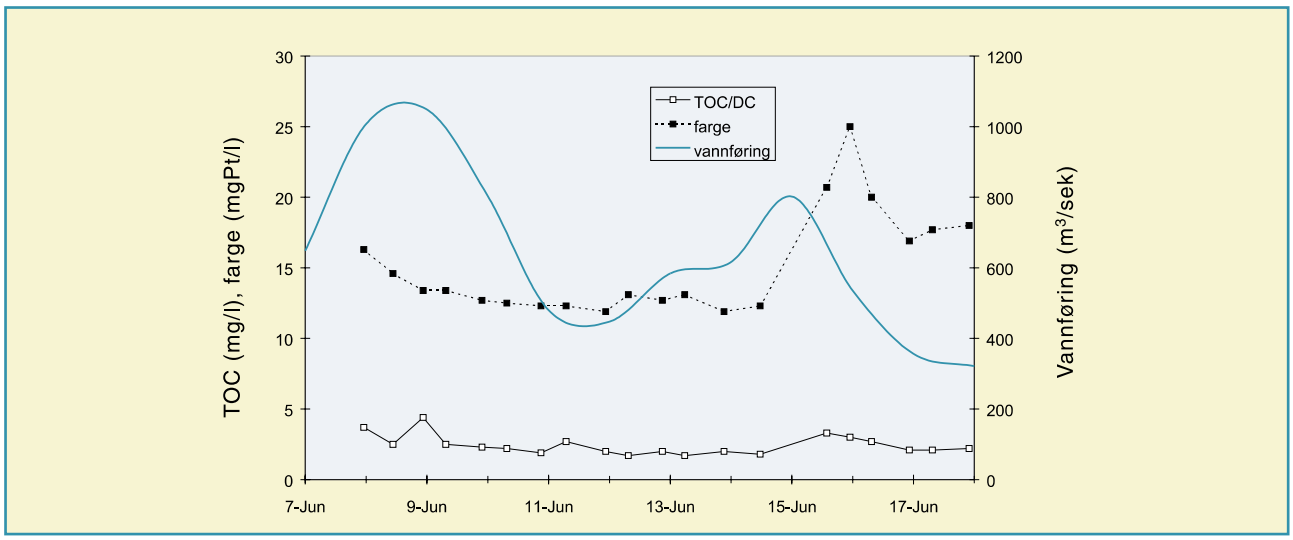
Figur 2.6.2 Variasjon i vannføring (m3/sek) og partikler under flomepisode i Gaula i juni 1997.

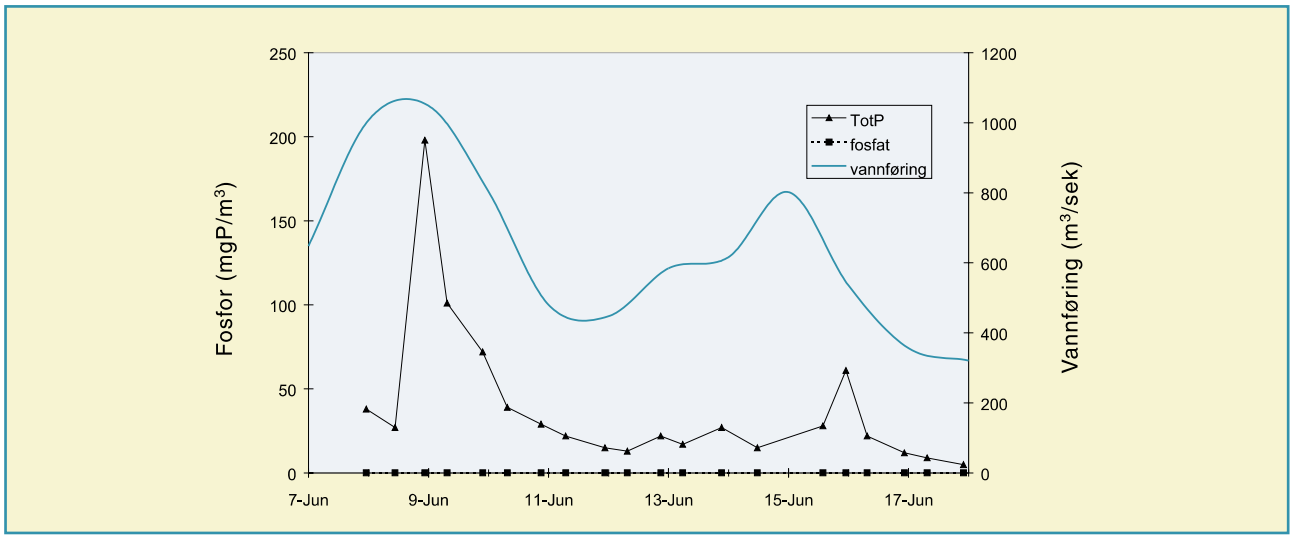
Figure 2.6.2 Variations in water flow (m3·sec^{-1}) and particles in River Gaula, central Norway, during flood in June 1997.

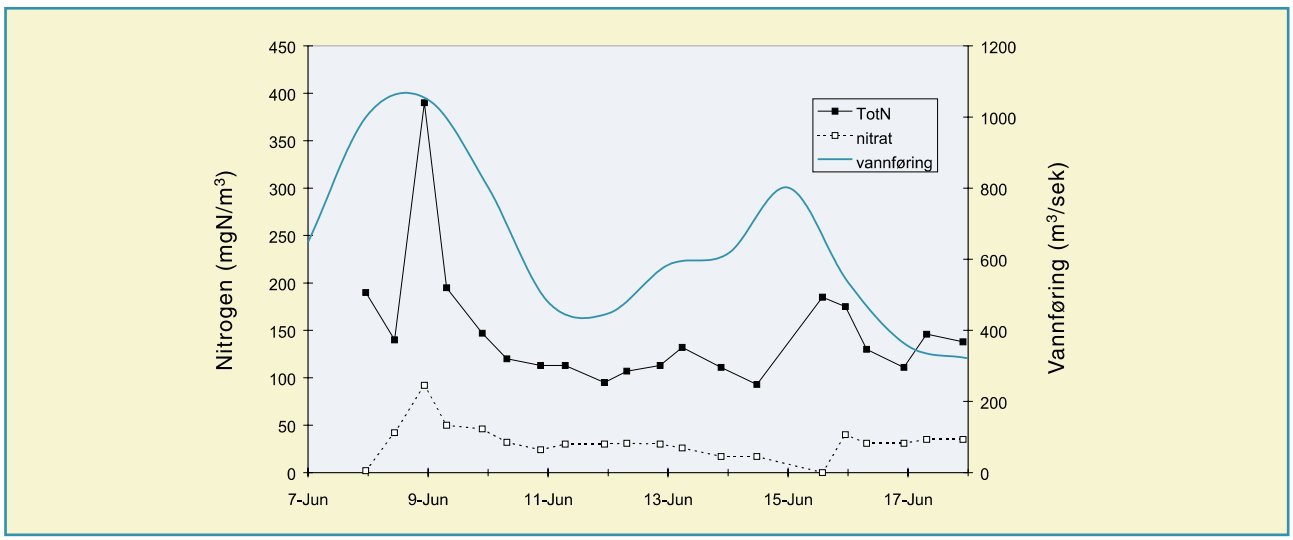


Figur 2.6.3 Variasjon i konduktivitet under flomepisode i Gaula i juni 1997.

Figure 2.6.3 Variations in conductivity in River Gaula, central Norway, during flood in June 1997.

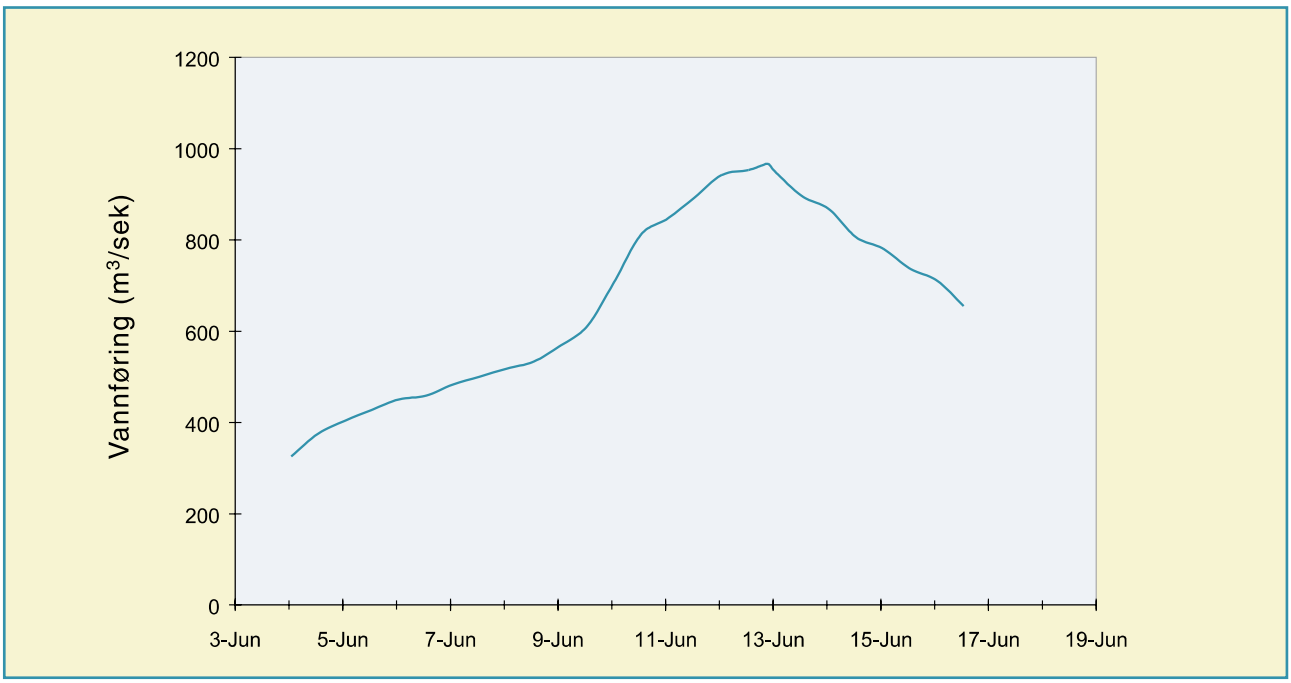






Figur 2.6.4 Variasjon i vannføring, organisk stoff og plantenæringsstoffer under flomepisode i Gaula i juni 1997.

Figure 2.6.4 Variations in water flow organic matter and plant nutrients in River Gaula, central Norway, during the flood in June 1997



Figur 2.6.5 Variasjon i vannføring under flomepisode i Altaelva i juni 1997. Data fra NVE

Figure 2.6.5 Variations in water flow in River Altaelva, northern Norway, during the flood in June 1997. Data from NVE.

2.6.2 Altaelva

Maksimal flom i Altaelva ved Masi, 12.6.97, var på 784 m3/s, og er den 8. største i observasjonsperioden 1967-1997. Frekvensanalyser viser at flommen har et gjentaksintervall på litt under 5 år. Middelflom om våren er her beregnet til 654 m3/sek (data fra Lars-Evan Pettersson, NVE).

Ved Kista nedenfor Altadammen, var maksimal flom 952 m3/s den 12. juni, og er den 5. største i observasjonsperioden 1972-1997. Frekvensanalyser viser at flommen har et gjentaksintervall på mellom 5 og 10 år. Middelflom om våren er 714 m^3/s.

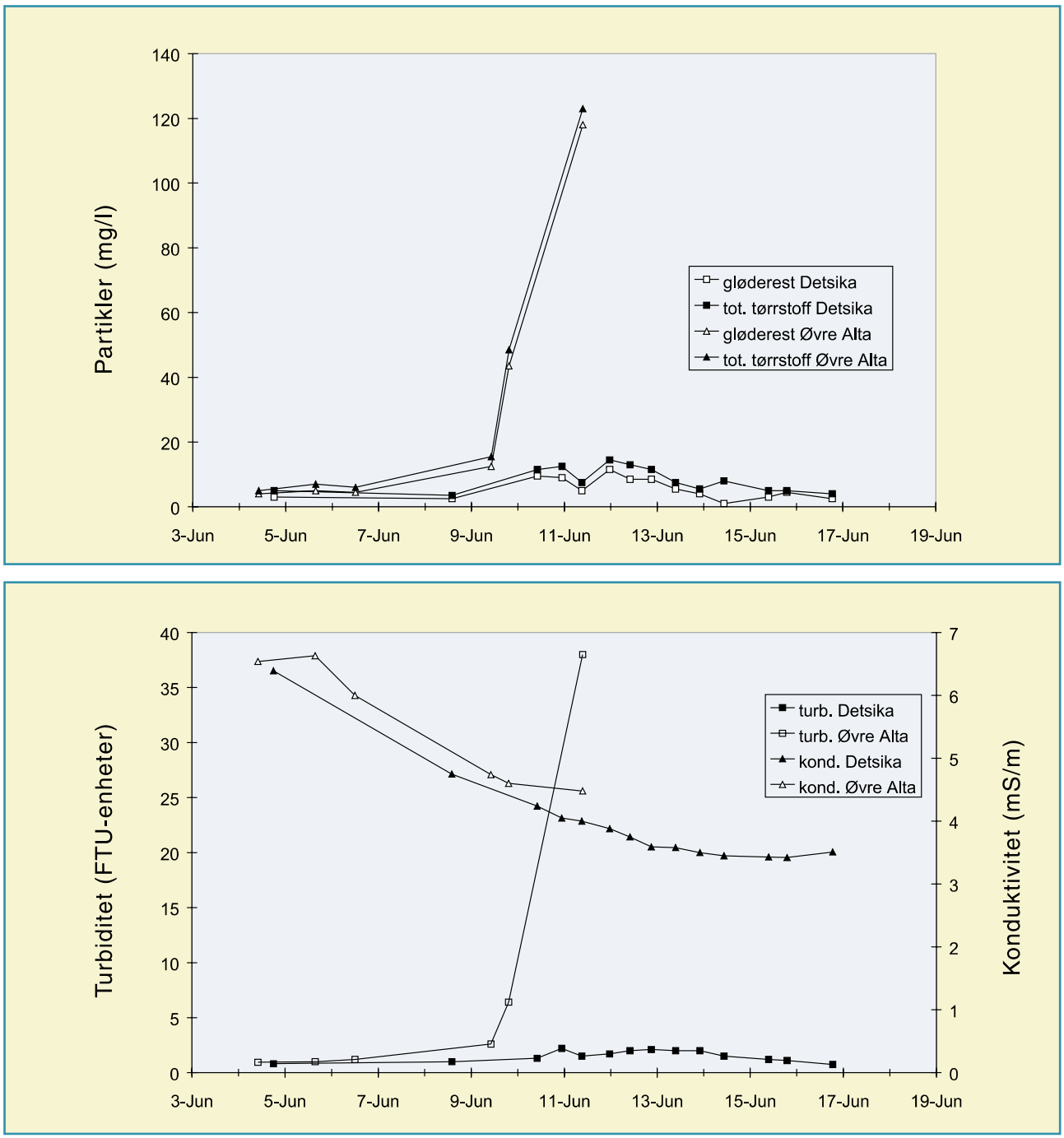
I Altaelva ble det tatt prøver fra to stasjoner 1-2 ganger pr. døgn: ved Detsika bru nedstrøms Altadammen ca. 18 km fra utløpet, og fra Øvre Alta 5 km fra utløpet. Sistnevnte stasjon ligger like nedstrøms samløpet med Eibyelva og ekstra prøver derfra ble tatt fram til kulminasjonen fordi det ble observert kraftig erosjon like oppstrøms denne stasjonen.

Det er påfallende forskjeller mellom disse stasjonene i Altaelva mhp. partikkelinnhold (Figur 2.6.6). Ved Detsika var Altaelva lite påvirket av partikler og næringsstoffer. Dette skyldes i stor grad magasinet Virdnejavrre som ligger lenger opp i vassdraget og der partiklene fortynnes, forsinkes og tildels sedimenterer. På denne stasjonen var konsentrasjonen ikke høyere enn 20 mg/l, mens den lengre ned i vassdraget (Øvre Alta) nådde verdier høyere enn 100 mg/l. På begge stasjoner var det alt vesentlige av partiklene av uorganisk opprinnelse.

Det ble registrert en jevnt avtakende konduktivitet på begge stasjonene gjennom flomepisoden. Det indikerer dels at mye av ionene som var lagret i snødekket smeltet ut tidlig i perioden og at det var en markert fortynningseffekt etterhvert. Vannkvaliteten fra øvre deler av vassdraget synes å dominere også i nedre deler av vassdraget.

Mens fosforkonsentrasjonen bare økte svakt på øvre stasjon, ble det registrert en kraftig økning på nedre stasjon (Øvre Alta, Figur 2.6.7). Med erfaring fra andre undersøkelser kan dette settes i direkte sammengheng med erosjon på avrensede strekninger.

Nitrogen viste ingen tegn til økning under flomtoppen, men hadde en markert fortynning etter kulminasjonen. Analyser av løst nitrat viser at det var denne fraksjonen som ble fortynnet etter kulminasjonen.



Figur 2.6.6 Variasjon i konsentrasjon av partikler under en flomepisode i Altaelva i juni 1997.

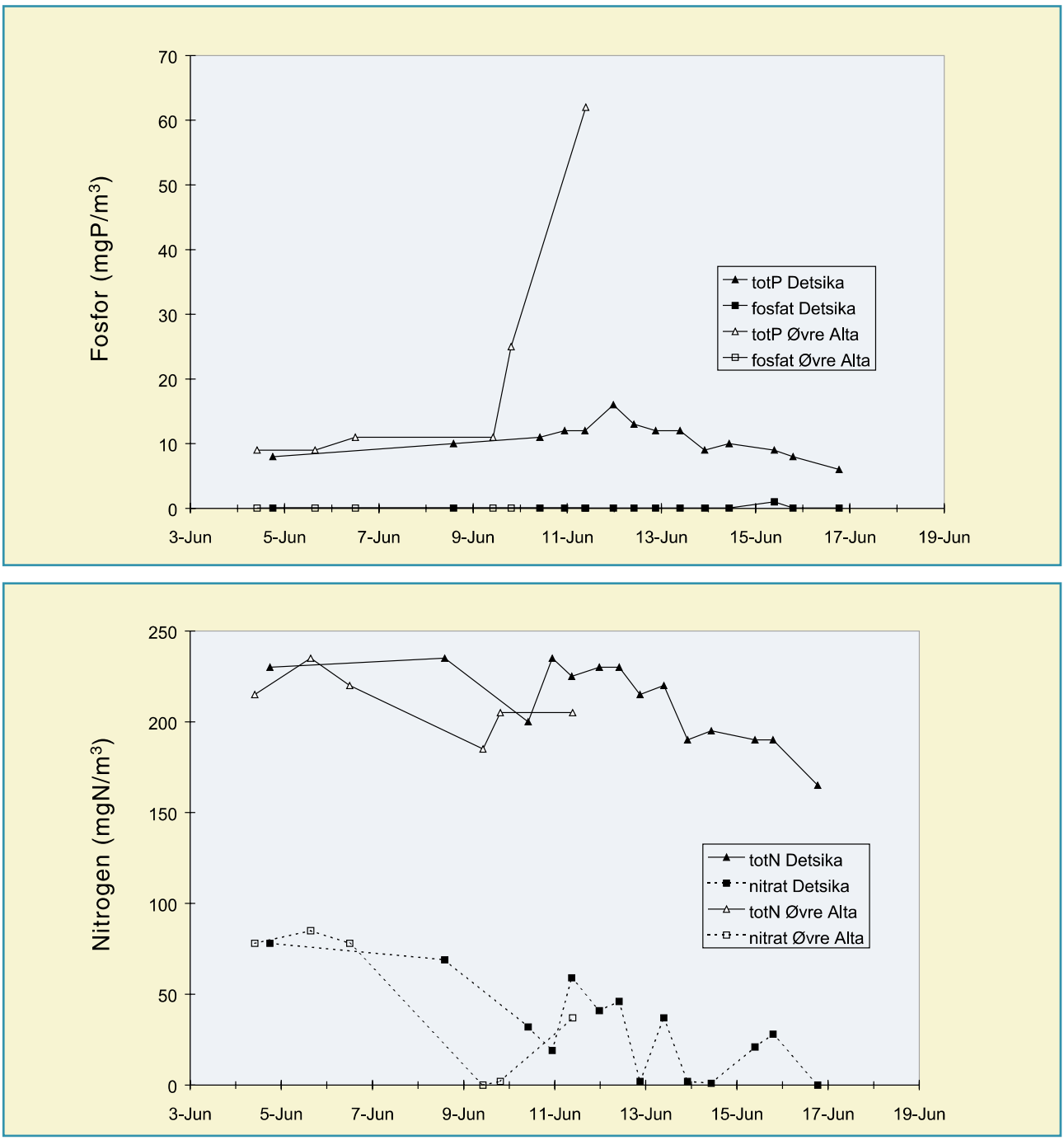
Figure 2.6.6 Variations in particle concentration on two stations in River Altaelva, northern Norway, during the flood in June 1997

2.7 Spyleflom i Suldalslågen

I en årsrapport for NIVAs undersøkelser av Suldalslågen i 1991 (Rørslett, B. og S.W. Johansen, udatert årsrapport) er det presentert data for spyleflommer som ble gjennomført ved tapping av et reservoir høyere oppe i vassdraget. Vannføringen ble økt fra 12.5 til 50.1 m3/sek i løpet av 14 timer (fra 3. mai) for bl.a. å studere effekter på begroing på elvebunnen.

pH, konduktivitet og turbiditet ble målt kontinuerlig, mens suspendert stofftransport ble målt "med jevne mellomrom". Lokaltilsiget av vann var lite i forsøksperioden.

Konsentrasjonen av løste ioner (konduktivitet) avtok raskt når vannføringen nådde maksimum og holdt seg lav gjennom resten av perioden med høy vannføring. Dette viser at vannkvaliteten i magasinet der vannet ble



Figur 2.6.7 Variasjon i konsentrasjon av fosfor og nitrogen på to stasjoner i Altaelva under en flomepisode i juni 1997.

Figure 2.6.7 Variations in phosphorus and nitrogen on two stations in River Altaelva, northern Norway, during the flood in June 1997

tappet fra, inneholdt mindre løste ioner enn den dominerende vannkvaliteten før vannføringen ble økt, og at flommen i seg selv ikke førte til utvasking eller utpressing av ioner av betydning. Dette til tross for at partikkelinnholdet økte proporsjonalt med vannføring opp til kulminasjonen, for deretter å avta raskt igjen.

Erosjon og transport av partikler styres altså av andre mekanismer enn utvasking av ioner. Svake, men tydelige, døgnvariasjoner i pH tolkes som biologisk respons på variasjonene i temperatur gjennom døgnet.

3. Effekter på stofftransport

3.1 Stofftransport i Glomma og Drammenselva 1990-95

Under flommen i 1995 ble det foretatt beregninger av transport av forskjellige elementer i Glomma ved Sarpsfoss og i Drammenselva på månedsbasis (Holtan og Holtan 1996). Tett måleprogram for disse elementene i flommen muliggjør anslag av andel av årstransporten som ble transportert under flommen (tabell 3.1.1). For enkelhets skyld er det her antatt at juni representerer flomperioden.

Ca. 2/3 av årstransporten av total mengde partikler (målt som suspendert stoff) og total fosfor i 1995 foregikk i juni måned i Glomma ved Sarpsfossen. Dette understreker at fosfor i stor grad er bundet til partikler under så store flommer. Dette i motsetning til nitrogen som har helt andre transportmekanismer. Likevel foregikk 30% av årstransporten av nitrogen i juni i Glomma dette året, noe som skyldes de store vannmengdene i vassdraget i denne perioden.

I Drammenselva var denne effekten lavere for partikler og total fosfor med i underkant av halve årstransporten, mens 30% av årstransporten av nitrogen også foregikk i juni.

Tabell 3.1.1 Stofftransport i juni 1995 i Glomma ved Sarpsfossen og i Drammenselva i andel av årstransporten samme år. Data fra Holtan og Holtan 1995; Holtan og medarb. 1996.

Table 3.1.1 Transportation of some compounds in outlets of Rivers Glomma and Drammenselva during June 1995 as fraction of the total yearly transportation. Data from Holtan and Holtan 1996; Holtan og medarb. 1996.

	Glomma (% av årstransport)	Drammenselva (% av årstransport)
Suspendert stoff	62	45
totalP	64	47
totalN	29	30
nitrat	14	29

Måleprogrammet i Glomma under flommen i 1995 gir også grunnlag for å anslå hvor mye som ble transportert gjennom en så stor flom i forhold til et helt år under mer normale forhold (tabell 3.1.2). Her er brukt en "normalperiode" for årene 1990-94, da disse verdiene var målt innenfor samme måleprogram. Transporten av partikler var større i juni 1995 enn i et helt år i de fem foregående år. Årstransporten av fosfor var 68%, og av både total nitrogen og nitrat 39% av et "normalår". Under selve "storflommen" som varte i 16 døgn i Gudbrandsdalslågen i 1995 ble Mjøsa tilført ca 70% av årstransporten av fosfor (Kjellberg og medarb. 1996). Tilsvarende tall for Glomma var ca. 65% og for Drammenselva ca 47% (Holtan og Holtan 1996; og Holtan og medarb. 1996).

Tabell 3.1.2 Gjennomsnittlig årstransport av partikler, fosfor, nitrogen og TOC i Glomma ved Sarpsfossen 1990-94 og andel transportert i juni 1995 i forhold til gjennomstittlig årstransport 1990-94. Data fra Holtan og Holtan (1996).

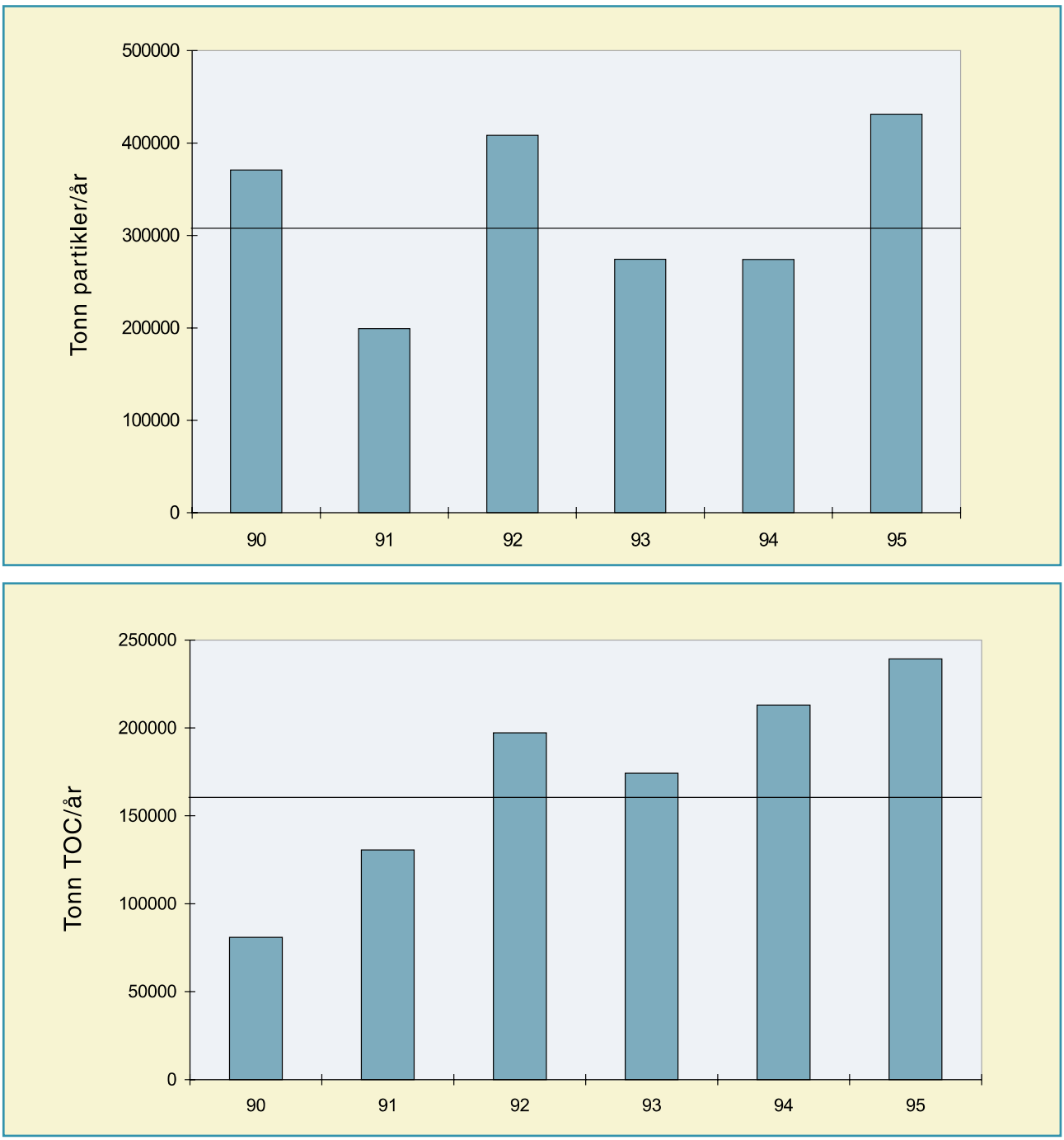
Table 3.1.2 Average yearly transportation of suspended matter, phosphorous, nitrogen and organic carbon at the outlet of River Glomma and the fraction of the average total yearly transportation measured in June 1995. Data from Holtan and Holtan 1996.

	Gj.snittlig årstransport 1990-94 (tonn/år)	Andel i flommåneden 1995 av gj.snittlig årstransport 1990-94 (%)
Suspendert stoff	62	45
totalP	64	47
totalN	29	30
nitrat	14	29

Verdier for årstransport av forskjellige elementer til hele Skagerrak-området fra norske landområder er vist i figurene under for flomåret 1995 og de 5 foregående årene (data fra Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996). Dette er av stor interesse for å vurdere betydningen av ekstreme flomår for belastningen av nære kystområder. I figurene inngår målte transporter i de viktigste elvene og anslag over utslipp direkte til kystvannet fra industrier, renseanlegg for avløpsvann etc.

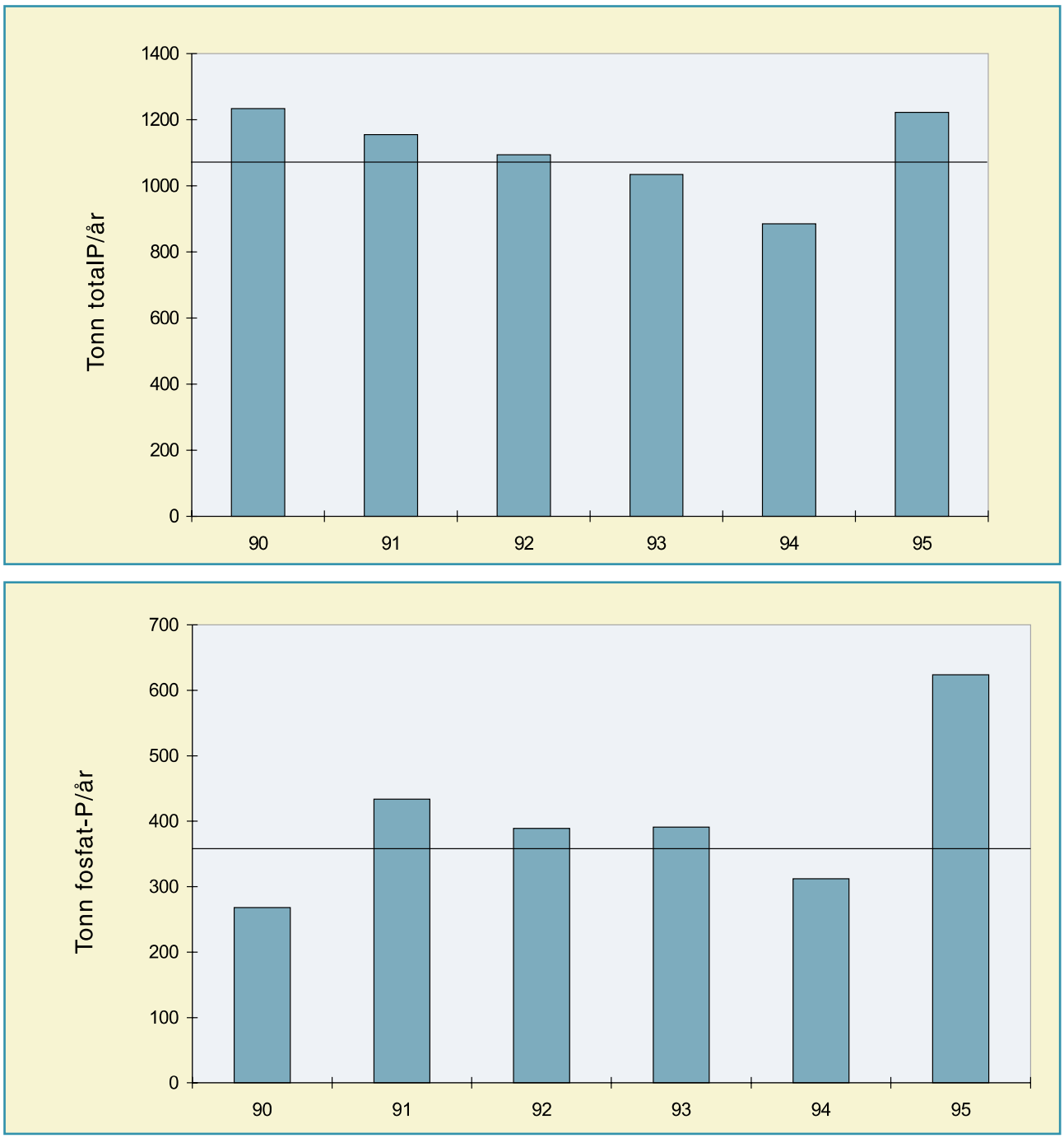
En svakt avtakende fosfortransport fra 1990 til 1994 (Figur 3.1.2) kan skyldes lavere utslipp fra industribedrifter, mer effektiv rensing av avløp fra husholdninger og tiltak mot landbruksforurensing. Verdien fra 1995 avviker fra den generelle tendensen, men ikke mer enn at den tilsvarer omtrent verdien fra 1990. Tendensen er ikke like klar for fosfat, og effekten av flommen synes her å være noe større.

For transporten av totalN og nitrat synes effekten av flommen å ha vært beskjeden (Figur 3.1.3). De beregnede variasjoner i årstransporten i perioden er trolig innenfor usikkerheten gitt av målefrekvens ol.



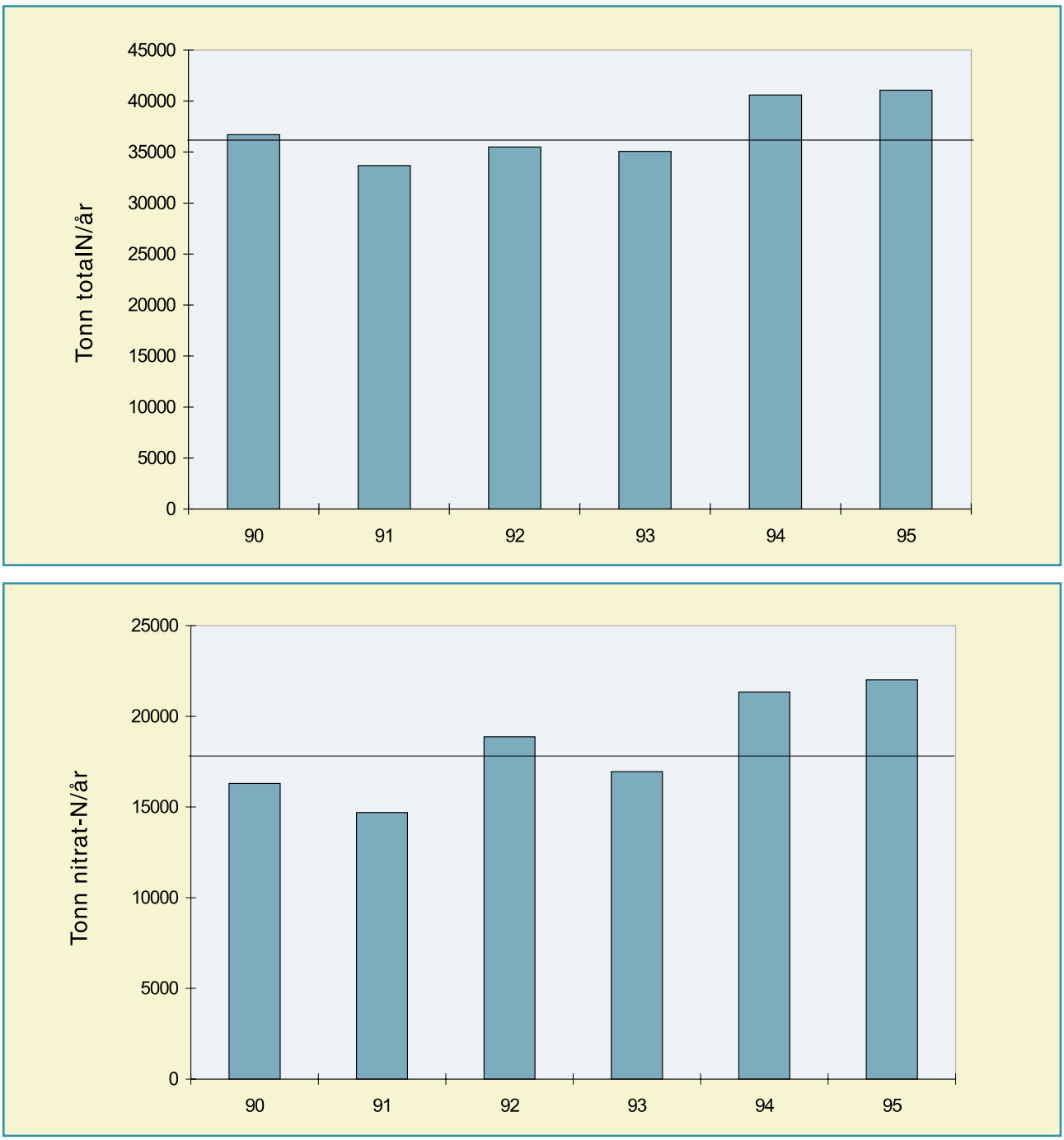
Figur 3.1.1 Årlig transport av partikler (øvre) og organisk stoff (nedre) til Skagerrak i perioden 1990-95. Stiplet linje angir gjennomsnitt for 1990-94. Data fra Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996.

Figure 3.1.1 Yearly transport of particles (upper) and organic matter (lower) to Skagerrak during 1990-95. Horisontal line denotes average during 1990-94. Data from Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996.



Figur 3.1.2 Årlig transport av totalP (øverst) og fosfat-P (nederst) til Skagerrak i perioden 1990-95. Stiplet linje angir gjennomsnitt for 1990-94. Data fra Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996.

Figure 3.1.2 Yearly transport of totalP (upper) and phosphate-P (lower) to Skagerrak during 1990-95. Horisontal line denotes the average for 1990-94. Data from Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996.



Figur 3.1.3 Årlig transport av totalN (øvre) og nitrat-P (nedre) til Skagerrak i perioden 1990-95. Stiplet linje angir gjennomsnitt for 1990-94. Data fra Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996.

Figure 3.1.3 Yearly transport of totalN (upper) and nitrate-P (lower) to Skagerrak during 1990-95. Horisontal line denotes the average for 1990-94. Data from Holtan og medarb. 1991; 1992; 1993; 1994; 1995; 1996.

3.2 Transport i Gudbrandsdalslågen og Gausa i 1995

I 1995 ble Mjøsa tilført 252 tonn fosfor fra Gudbrandsdalslågen og Gausa, hvorav 60% kom i løst form som ortofosfat. Dette var nær 3 ganger så mye som i 1994. Under selve "storflommen" som varte i 16 døgn fra 28/5 - 12/6 i Lågen og fra 26/5 - 10/6 i Gausa, ble det transportert 176 tonn fosfor. Dette utgjorde 70% av årstransporten i 1995.

I Lågen ble det målt fosforkonsentrasjoner i området 2 - 84 µg tot-P/l med de høyeste konsentrasjonene i selve flomperioden. F.o.m. slutten av juni og ut året var det lave konsentrasjoner i Lågen med verdier i området 2 - 13 µg tot-P/l. Forholdene i Gausa viste stort sett samme mønster med spesielt høye konsentrasjoner i selve flomperioden og her ble det den 2. juni på det høyeste målt 600 µg tot-P/l. Her ble det likevel også registrert høye konsentrasjoner i forbindelse med større nedbørmengder utover sommeren.

Totalt ble det i 1995 transportert 2570 tonn nitrogen ut i Mjøsa fra de to elvene. Dette var ca 1.3 ganger større transport enn i 1994. Under selve "storflommen" ble det transportert 855 tonn, hvilket tilsvarte 33% av årstransporten. I likhet med forholdene for fosfor ble de høyeste nitrogenkonsentrasjonene registrert i forbindelse med flomperioder. I Lågen ble det målt konsentrasjoner i området 400 µg tot-N/l under selve "storflommen", mens det i Gausa også ble målt høye tot-N-konsentrasjoner i forbindelse med den første våravsmeltningen i mars/april og i regnværsperioder med større nedbørmengder utover sommeren. Høyest konsentrasjon i Gausa ble målt i slutten av mars med 3461 µg tot-N/l.

REFERANSER

Blakar, I.A., Espedalen, C. og Wammer, C. 1997 Vannkvalitet i Atna og regionalt i nedbørfeltet til Atnsjøen i 1995. I Samlerapport for Atnavassdraget i perioden 1985-1995 (Kirsti Hind Fagelund og Øystein Grundt, eds.) FORSKREF, NVE-rapport Nr. 02, 1997, 205-213.

Faafeng, B., Berge J.A., Helland A., Holtan G., Holtan H., Kjelleberg G., Källqvist T.S., Moy F., Skulberg O.M., Sørensen K. ogWalday M., 1996. Flommen på Østlandet våren 1995. Sammenstilling av NIVAs undersøkelser med spesiell vekt på intensivundersøkelser i Glomma og Vorma. NIVA-rapport, l.nr. 3480, 80s.

Farmer, V.C., and Fraser, A.R (1979) Synthetic imogolite, a tubular hydroxyaluminium silicate. Inernat. Clay Conf. 1978 (M.M. Mortland and V.C. Farmer, eds.) Amsterdam, Elsevier, 547-553.

Farmer, V.C., Fraser, A.R, and Tait, J.M. (1979) Characterization of the chemical structures of natural and synthetic aluminosilicate gels and sols by infrared spectroscopy. Geochim.Cosmochim.Acta., 43, 1417-1420.

Hagen, A. 1995. Storflommen. Schibsteds Forlag A/S, Oslo.

Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H. M., Kvenild, L. og Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Sammenhengen mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. Fagrapport nr. 36, Naturens tålegrenser, Miljøverndepartementet, Oslo.

Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. & Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA rapport nr. 2917.

Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. & Semb, A. 1994. Acid water and fish death. Nature, 372: 327-328.

Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA rapport nr. 3606.

Holtan, H., Kjellberg G., Brettum P. og Tjomsland T. 1980. Gudbrandsdalslågen og Mjøsa. Resipientvurderinger i forbindelse med reguleringsinngrep i Jotunheimen. 212 s.

Holtan, G. og Holtan H. 1996. Flommen på Østlandet mai/juni 1995. Effekten på vannkvaliteten i Glomma og Drammenselva. . Statlig program for forurensningsovervåking rapport nr. 641/96, NIVA-rapport l.nr. 3437. 47s.

Hynes, H.B.N. 1972. The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press 1972. 555 s.

Holtan, G., D.Berge, H.Holtan og T. Hopen 1991. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1995. A. Principles, results and discussion. B. Data report. SFT-report no. 674/96. NIVA-rapport l.nr. 3568 s.

Holtan, G., Berge D., Holtan H.og Hopen T. 1992. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1995. B. Data report. SFT-report no. 488B/92. NIVA-rapport l.nr. 2777. 104s.

Holtan, G., Berge D., Holtan H.og Hopen T. 1993. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1992. A. Principles, results and discussion. B. Data report. SFT-report no. 542/93. NIVA-rapport l.nr. 2964. 137s.

Holtan, G., Berge D., Holtan H.og Hopen T. 1994. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1993. A. Principles, results and discussion. B. Data report. SFT-report no. 580/94. NIVA-rapport l.nr. 3162. 138s.

Holtan, G., Berge D., Holtan H.og Hopen T. 1995. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1994. A. Principles, results and discussion. B. Data report. SFT-report no. 623/95. NIVA-rapport l.nr. 3361. 136s.

Holtan, G., Berge D., Holtan H.og Hopen T. 1996. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1995. A. Principles, results and discussion. B. Data report. SFT-report no. 674/96. NIVA-rapport l.nr. 3568. 137s.

Holtan, H. og Holtan G. 1996. Flommen på Østlandet mai/juni 1996. Effekten på vannkvaliteten i Glomma og Drammenselva. Statlig program for forurensningsovervåking rapport nr. 641/96, NIVA-rapport l.nr. 3437. 47s.

Holtan, H. og Kjellberg G. 1974. Vågåvatn. Ottavassdraget - Gudbrandsdalslågen. En limnologisk undersøkelse 1972. 99 s.

Johannessen M., Skartveit, A. & Wright, R.F. 1980. Streamwater chemistry before, during and after snowmelt. In: Ecological impact of acid precipitation. Eds: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF Project, Oslo, Norway, 224-225.

Johannessen, M. og Henriksen, A. 1978. Chemistry of snow meltwater: Changes in concentration during melting. Water Resour. Res., 14, pp 615-619.

Kennedy, V.C. 1971. Silica variation in stream water with time and discharge. In: Nonequiulibrium systems in natural water chemistry. Adv. Chem. Ser. 106, Am. Chem. Society., Washington, D.C., 94-130.

Kjellberg, G. og Løvik J.E. 1997. Tiltaksorientert overvåkning av øvre del av Glåma i 1995. 54 s.

Kjellberg, G., Stårvik B., Nordhagen T.A. og Vatle A.-B. 1996. Hygienisk overvåkning av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. 62 s.

Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN-utredning 1994-10, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

Lydersen, E., 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh waters at different temperatures. Nordic Hydrol., 21, 195-204.

Lydersen, E. (1995) Effects of cold and warm years on the water chemistry at the Birkenes catchment, Norway. Water, Air, Soil Pollut. 84, 217-232

Lydersen, E., Fjeld, E. and Gjessing, E.T. (1995) The humic lake acidification experiment (HUMEX): Main physico-chemical results after five years of artificial acidification. Environm. Internat., 22 , 591-604.

Lydersen, E., Kroglund, F., Nandrup Pettersen, M., Polèo, A.B.S., Rosseland, B.O., Riise, G., and Salbu, B. (1994) The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. J. Ecol. Chem., 3, pp. 357-265.

Muniz, I.P. & Leivestad, H. 1980. Toxic effects of aluminim on the brown trout, Salmo trutta L. In: Ecological impact of acid precipitation. Eds: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF Project, Oslo, Norway, 320-321.

Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, F, Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environmental Pollution, 78, 3-8.

Seip, H.M. 1980. Acidification of freshwater - sources and mechanisms. In: D. Drabløs and A. Tollan, Eds., Ecological impacts of acid precipitation, SNSF- project, Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norway, 358-366.

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, M., Røyset, O. (1996) Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpig resultat for 473 sjøer. NIVA-rapport, l.nr. 3457-97.

Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B. O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (Salmo salar) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water, Air, Soil Pollution, 85, pp. 347-352.

Sullivan, T.J., Driscoll, C.T., Eilers, J.M., and Landers, D.H. 1988. Evaluation of the role of sea salt inputs in the long-term acidification of coastal New England lakes. Environ. Sci. Technol. 22, 185-190.

Wada, S.-I., Eto, A., and Wada, K. (1979) Synthetic allophane and imogolite. J.Soil Sci., 30, 347-355.

Wada, S.-I., and Wada, K. (1980) Formation, composition and structure of hydroxy-aluminiumsilicate ions. J.Soil Sci., 31, 457-467.

Øygarden,L., H.O. Eggestad, W.J.F. Stang, G. Goffeng og N. Vagstad, 1996. Flommen i 1996. Skader på jordbruksarealene langs Glomma og Gudbrandsdalslågen. JORDFORSK-rapport 29/96. 40s.

Tidligere utgitt i HYDRA-serien

Flomdemping, flomvern og flomhandtering (F)

F 02 Estimating the mean areal snow water equivalent from satellite images and snow pillows.
Thomas Skaugen, NVE.

Miljøvirkninger av flom og flomforebyggende tiltak (Mi)

Mi02 Virkning av flom på vannlevende organismer.
Åge Brabrand, John E. Brittain, Ketil Sand, Per Aass, UiO
Gunnar Halvorsen, Kjetil Hindar, Arne Jensen, Bjørn Ove Johnsen, NINA
Jo Vegar Arnekleiv, Dag Dolmen, NTNU
Bjørn Rørslett, NIVA
Jan Henning L'Abée-Lund, NVE

Mi 03 Miljøeffekter av flomforebyggende tiltak - en litteraturstudie.
Torbjørn Østdahl, Trond Taugbøl og Bjørn Dervo, Østlandsforskning.

Tettsteder (T)

T 01 Betydningen av lokal-/total overvannsdisponering (LOD/TOD) på flommer.
Svein Endresen, Siv.ing. Svein Endresen AS.

Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kontoradresse: Middelthuns gt. 29
Postadresse: Postboks 5091 Maj. 0301 Oslo