

# Vannkjemiske effekter av avsmelting fra et snødeponi

*Av Espen Lydersen, Marijanne Holtan og Mari Darrud*

Espen Lydersen er professor i limnologi ved Høgskolen i Telemark, avdeling Bø.

Marijanne Holtan og Mari Darrud er masterstudenter ved Høgskolen i Telemark, avdeling Bø.

## Summary

**Water chemical monitoring of Sellikbekken, Kongsberg municipality, upstream and downstream of a snow depot.** The lower part of the stream was investigated during spring melt 2013 in order to reveal chemical effects of melting from a snow depot. Concentrations of dissolved compounds were relatively high during low flow, but the highest values occurred during the initial snowmelt at increasing water flow. For particulate matter the concentrations were at lowest at low flow, and highest at maximum flow during large horizontal surface runoff, leading to significant particle transport into the river. Highest concentrations of heavy metals were also recorded at flood peak, since they are largely bound to particles. The sub-catchment with the snow depot contributed measurable concentrations of dissolved components and heavy metals in Sellikbekken stream, under low water flow and start of spring flood. During the flood peak and shortly afterwards the sub-catchment and the snow depot had a diluting effect on most components in the stream.

## Sammendrag

Nedre del av Sellikbekken, i Kongsberg kommune, ble under vårsmeltingen 2013 undersøkt for om mulig å kunne påvise vannkjemiske effekter av avsmelting fra et snødeponi. For løste for-

bindelser (ioner) var konsentrasjonene relativt høye under lav vannføring. De høyeste konsentrasjonene inntraff under starten av snøsmeltingen, når vannføringen tiltok. For uorganiske og organiske partikler var konsentrasjonene lavest når vannføringen var lav, og høyest ved maksimal vannføring. Når nedbørfeltet er mettet med vann er den horisontale overflateavrenningen stor, noe som fører til betydelig partikkeltransport fra nedbørfeltet og ut i vassdraget. De høyeste konsentrasjonene av tungmetaller ble også målt ved flomtoppen, siden de i stor grad er kompleksbundet til uorganiske og organiske partikler. Delnedbørfeltet med snødeponiet bidro med målbare konsentrasjoner av hovedkjemiske komponenter og tungmetaller i Sellikbekken, under lavvannføringen og ved starten av vårflommen. Under selve flomtoppen, og rett etter, hadde delnedbørfeltet med snødeponiet en fortynnende effekt på de fleste komponenter i bekken.

## Innledning

Det foreligger lite analysedata av snødeponier etter snørydding i byområder, og hvilke effekter dette har på vannkjemiske forhold i vassdrag som avsmeltingen drenerer til. Det finnes derimot mye data om vannkjemiske endringer under snøsmelting generelt, når vannføring endres fra

lavvannføring til høyvannføring og tilbake til normal vannstand. Spesielt i områder med svært lav syrenøytraliseringskapasitet (ANC), er det gjort omfattende studier, da slike episoder normalt fører til betydelig vannforsuring.

Nedgangen i ANC under en flom skyldes en kombinasjon av generell fortynning, og at nedgangen i konsentrasjon av sterke syrer anioner (primært  $\text{SO}_4^{2-}$  og  $\text{Cl}^-$ ), er mindre enn nedgangen i konsentrasjon av basekationer ( $\Sigma\text{BC} = [\text{Ca}^{2+}], [\text{Mg}^{2+}], [\text{Na}^+], [\text{K}^+]$ ) (Denning m.fl. 1991, Schaefer m.fl. 1991, Hornberger m.fl. 1994; Laudon m.fl. 1999). Helt i starten av en flomperiode, når vannføringen er i ferd med å øke, inntrer normalt en konsentrasjonstopp. Dette skjer fordi mange lettløselige komponenter løses ut med det første vannet som perkolerer snø og løsmasser, en stempeleffekt (piston effect) som er dokumentert i mange undersøkelser (Johannessen & Henriksen 1978; Stottlemyer & Toczydowski 1991; Cambell m.fl. 1995; Borsato 2001).

I denne artikkelen har vi undersøkt hvilke effekter et snødeponi har på vannkvaliteten (makrokjemi og tungmetaller) i et vassdrag, før og under snøsmeltingen, basert på vannprøver tatt oppstrøms og nedstrøms snødeponiet.

## Metoder

Vannprøvene for analyse av makrokjemiske parametere ble tatt på 1000 mL polyetylenflasker, som etter prøvetaking ble lagret på kjølerom (4 °C) frem til prøvene ble analysert. Vannprøver for analyse av ulike aluminiums fraksjoner ble tatt på 500 mL polyetylenflasker. For begge disse vannprøvene ble prøveflaskene vasket 3 ganger med prøvevann før prøvene ble tatt.

Vannprøver for analyse av tungmetaller ble tatt på 100 mL brune glassflasker som var syrevasket med salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ), og etterfylt med 0,1 M  $\text{HNO}_3$  frem til prøvetaking. Rett før prøvetaking ble syreløsningen helt ut, og vannprøven tatt direkte uten noen vaskeprosedyre med prøvevannet før prøveinnsamling.

pH, alkalinitet, elektrolytisk ledningsevne og turbiditet ble målt innen 24 timer etter prøveinnsamling, mens de andre parameterne ble analysert samlet etter at prøveinnsamlingen var avsluttet. Prøvene ble tatt i perioden 08.03.2013 til 10.05.2013.

Hovedkjemiske analyser ble utført ved Høgskolen i Telemark, mens tungmetallene ble analysert ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Kort beskrivelse av analysemetodene finnes i tabell 1.

Parameter	Unit	Reference
pH	$-\log[\text{H}^+]$	NS 4720, 1979, 2. Edition.
Ledningsevne ( $K_{25}$ )	$\mu\text{S cm}^{-1}$	NS-ISO 7888, 1993, 1. Edition.
Turbiditet	NTU	Intern metode, Merck Turbiquant 1100
Farge	$\text{mg Pt L}^{-1}$	NS 4878 (2002)
Alkalinitet	$\text{mmol L}^{-1}$	NS 4754
$\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \text{Na}^+, \text{K}^+, \text{Cl}^-, \text{SO}_4^{2-}$	$\text{mg L}^{-1}$	Ionkromatografi (Dionex IC 1100)
$\text{NO}_3^- \text{-N}, \text{NH}_4^+ \text{-N}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	Ionkromatografi (Dionex IC 1100)
Tot-N	$\mu\text{g N L}^{-1}$	Intern metode/FIA: Tecator ASN 110-03/92
Tot-P	$\mu\text{g P L}^{-1}$	NS 4725, 3. Edition, 1984
TOC	$\text{mg C L}^{-1}$	Intern metode. OI Analytical 1010
Total Al	$\mu\text{g L}^{-1}$	Barnes/Driscoll (Barnes, 1975; Driscoll, 1984)
Pb, Cd, Co, Cr, V, Cu, Zn, Ni, Fe, Mn	$\mu\text{g L}^{-1}$	ICP/MS

Tabell 1. Oversikt over analysemetoder benyttet i undersøkelsene.

Siden analyse av alkalinitet i Norge baserer seg på en syretitrering med HCl ned til pH 4,5, er målt alkalinitet korrigert for selve økningen i H<sup>+</sup> som syretitreringen bidrar til. Denne syrekorreksjonen ble gjort på følgende måte (i  $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ):

$$\text{Alk}_{\text{korrigert}} = \text{Alk}_{\text{målt}} - ([\text{H}^+]_{\text{pH:4,5}} - [\text{H}^+]_{\text{pHmålt}})$$

Vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC) beregnes på ekvivalent-basis iht. Reuss & Johnson (1986):

$$[\text{ANC}] = \Sigma[\text{Ca}^{2+}], [\text{Mg}^{2+}], [\text{Na}^+], [\text{K}^+] - \Sigma[\text{SO}_4^{2-}], [\text{NO}_3^-], [\text{Cl}^-].$$

Før vannprøvetakingen startet ble det satt opp et vannføringsmerke nederst i Sellikbekken ca. 150 meter fra bekkens utløp i Numedalslågen figur 1. Vannstanden ved vannføringsmerket ble kalibrert mot vannføringen etter salttilsetningsmetoden. Metoden går ut på at det tilsettes en kjent saltmengde, slik at en også kjenner den

elektrolytiske ledningsevnen denne saltmengden bidrar med. Elektrolytisk ledningsevne i bekken ble målt kontinuerlig i perioden rett før salttilsetningen og frem til effekten av tilsetningen var marginal.

Vannføring ( $\text{L sek}^{-1}$ ) ble beregnet på følgende måte:

$$Q = V * 10^6 * 0,219 / \Sigma K_{25}$$

$$Q = \text{vannføring (L sek}^{-1}\text{)}$$

V = vekt av tilsatt saltmengde (NaCl) i kg

0,219 = konstant tilsvarende  $K_{25}$  for en konsentrasjon av NaCl på  $1 \text{ mg L}^{-1}$  ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )  $\Sigma K_{25}$  = sum av endring i  $K_{25} \text{ sek}^{-1}$  fra start måling til siste måling

Slike målinger ble utført ved ulike vannføringer og sammenholdt med ulike vannstands nivåer avlest på vannføringsmerket. Metrologiske data er hentet inn fra værstasjonen på Notodden, hvor både nedbør- og lufttemperaturdata foreligger.



Figur 1. Vannprøvestasjoner, røde punkter (oppstrøms og nedstrøms snødeponi) og vannføringsstasjon (blå pil). Merk snødeponiet, øverst til venstre på bildet.

## Resultater og diskusjon

### Områdebeskrivelse

Sellikbekken hører til vannområde Numedalslågen og har Regine-nummer 015.D12. Nedbørfeltet er på 5,1 km<sup>2</sup>, og midlere vannføring i bekken er på 110 L sek<sup>-1</sup> (Kiland 2010). Sellikdalen skjærer seg ned mot Numedalslågen, og er en del av et gammelt jordbrukslandskap som i løpet av de siste tiårene har grodd igjen. Det undersøkte områdets nedbørfeltareal, fra prøvestasjon oppstrøms snødeponiet til prøvestasjon nedstrøms snødeponiet, utgjør omtrent 0,1 km<sup>2</sup>, altså i underkant av 2 % det totale nedbørfeltarealet.

### Hydrologi

Vannføringsmålinger basert på saltmetoden og måling av vannstand på vannstandsmerket i Sellikbekken, viste en meget høy korrelasjon ( $r^2 = 0,9997$ ).

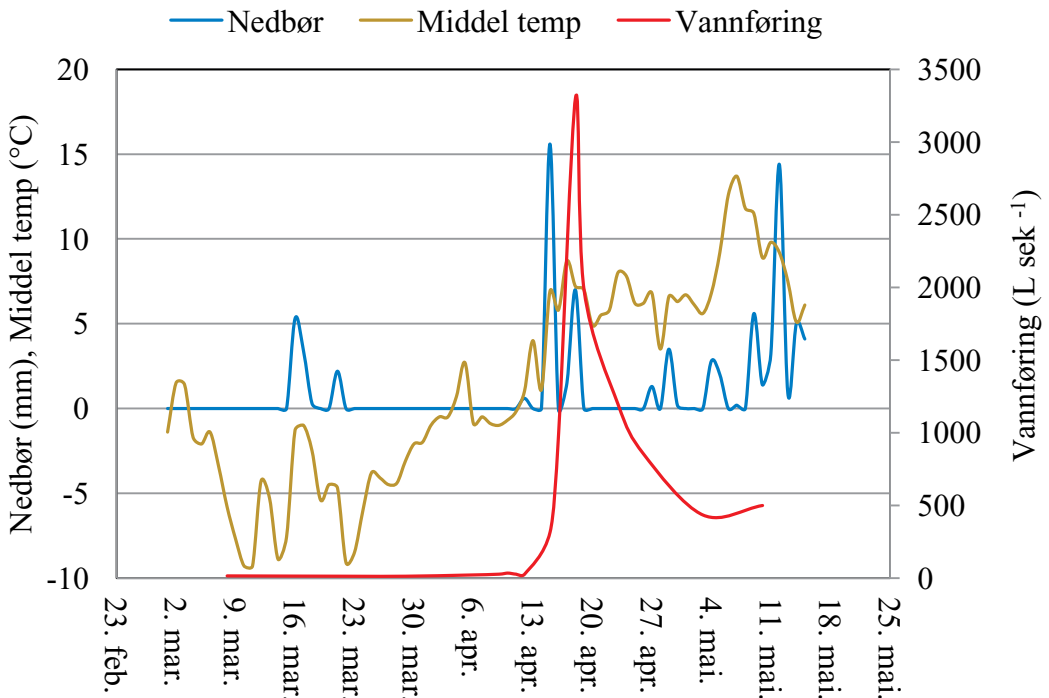
Vårflommen i den undersøkte perioden inntraff som en kombinasjon av plussgrader og betydelige

nedbørmengder i form av regn, figur 2. Denne nedbørmengden gjorde at bidraget fra snødeponiet ble mindre tydelig enn om vannføringsøkningen hadde vært en ren snøsmeltingseffekt.

### Hovedkjemiske forhold i Sellikbekken

Elektrolytisk ledningsevne ( $K_{25}$ ) i vann er et mål på konsentrasjonen av alle ioner, hvor  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$  og alkalinitet er hovedbidragsyttere. Ledningsevnen var relativt høy ved lav vannføring, men steg noe i første fase av flommen, figur 3. Denne stempeleffekten i første fase av en vannføringsøkning medfører en økning i konsentrasjon av de fleste ioner, før avrenningen i nedbørfeltet blir større og horisontal overflateavrenning gir mer fortennet vann ut i vassdraget (Johannessen & Henriksen 1978; Stottlemyer & Toczydlowski 1991; Cambell m.fl. 1995; Borsato 2001).

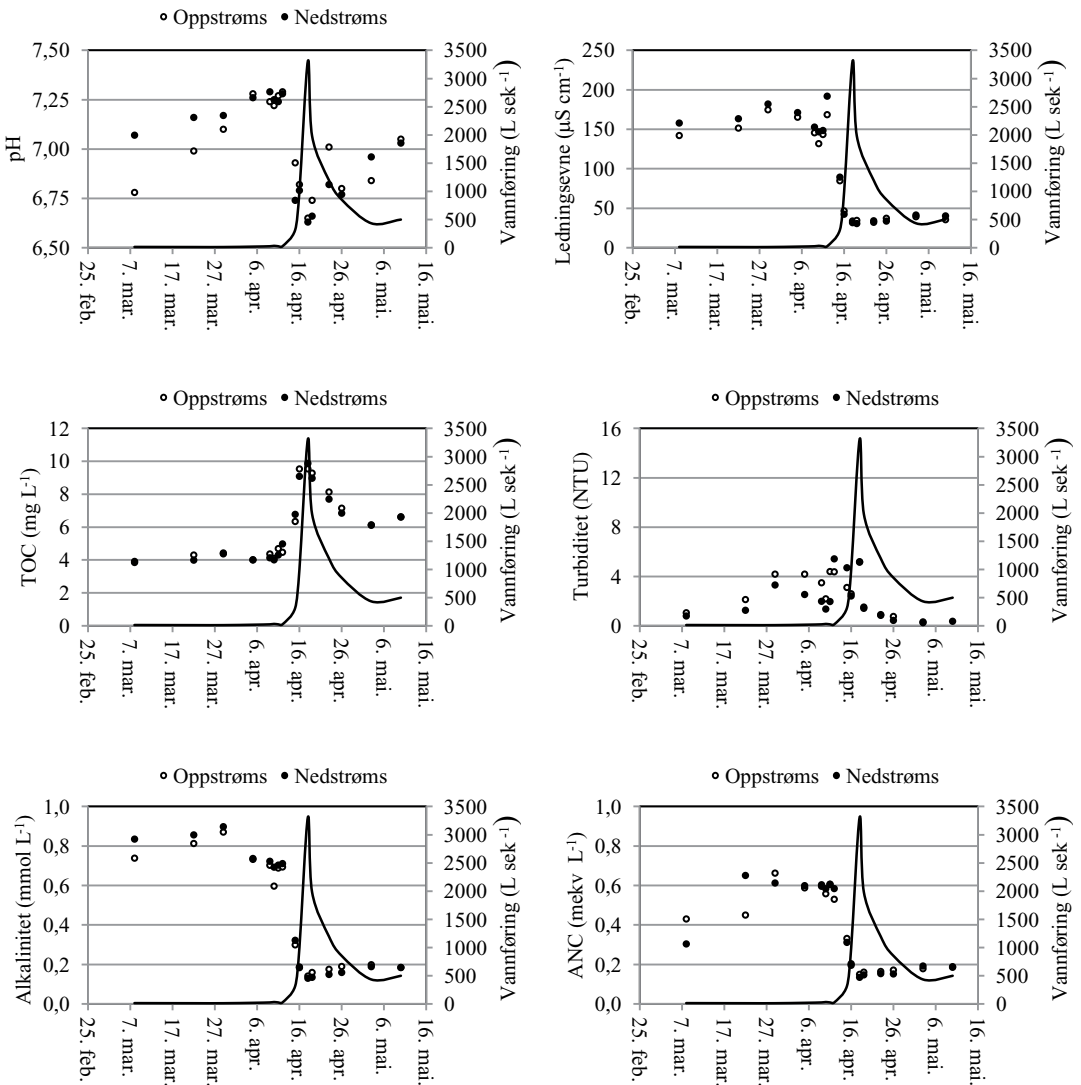
I perioden omkring maksimal vannføring var konsentrasjonen av de fleste løste komponenter



Figur 2. Daglig nedbør (mm), midlere lufttemperatur (°C) og vannføring (L sek<sup>-1</sup>) i Sellikbekken i undersøkelsesperioden 8. mars - 10. mai 2013. Meteorologiske data er hentet fra klimastasjon på Notodden.

på sitt laveste. Denne fortyningseffekten bidrar til at vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC) går ned. Samtidig går ANC ytterligere ned som følge av en mindre konsentrasjonsnedgang for sterksyreanionene  $\text{Cl}^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$  enn for basekationene. Siden ANC går ned er det naturlig av også vannets pH og alkalinitet synker, figur 3. Tilsvarende vannforsuring under flom er godt dokumentert i mange andre studier (Denning m.fl. 1991, Schaefer m.fl. 1991, Hornberger m.fl. 1994; Laudon m.fl. 1999).

Fordi Sellikbekken i utgangspunktet har svært høy ANC, vil ikke nedgangen i pH være så dramatisk at uorganiske akutt giftige aluminiumsforbindelser mobiliseres i særlig grad. pH verdier  $< 5$  må normalt være til stede for at betydelig mengder av giftige Al-forbindelser skal kunne mobiliseres fra nedbørfeltet, slik vi bl.a. kjenner til fra mer forsursingsfølsomme områder i Norge (Lydersen m.fl. 2002, 2004) og andre steder i verden (bl.a. Dickson 1978; Schofield 1976).



Figur 3. Variasjoner i pH, elektrolytisk ledningsevne, TOC, turbiditet, ANC og alkalinitet i Sellikbekken i perioden 8. mars – 10. mai 2013.

I motsetning til de fleste løste komponenter, økte konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) under flom, og nådde sin høyeste verdi ved maksimal vannføring. I etterkant av flomtoppen gikk TOC-konsentrasjonen ned, men i mindre grad enn for de fleste andre makrokjemiske komponentene. At maksimal TOC-konsentrasjon inntreffer under flomtoppen skyldes at hovedkildene til TOC finnes i øvre sjikt av markoverflaten, samtidig med at horisontal overflateavrenning da er størst. Dette er bl.a. godt beskrevet av Laudon & Bishop (1999), under flomstudier av bekker i Nord-Sverige.

Turbiditeten (vannets innhold av partikler) var også på sitt høyeste i perioden rett før flomtoppen, og under selve flomtoppen, før den igjen sank betydelig når vannføringen gikk ned, figur 3. Varierende turbiditetsverdier i starten av flomtoppen kan også ha sammenheng med betydelige nedbørepisoder, som gir økt overflateavrenning med økt transport av partikler ut i vassdraget.

### Tungmetaller i Sellikbekken

I likhet med løste ioner, økte konsentrasjonen av tungmetaller under den innledende flomfasen. I motsetning til de løste ionene, som viste et betydelig konsentrasjonsfall under flomtoppen, nådde

tungmetallene sine høyeste konsentrasjoner under selve flomtoppen, figur 4 og 5, tilsvarende som for TOC og turbiditet, figur 3.

Mens konsentrasjonen av løste ioner viser signifikant negativ korrelasjon med TOC, tabell 2, oppviser konsentrasjonene av tungmetaller og total aluminium signifikante positive korrelasjoner med konsentrasjonen av TOC, med unntak av Cr (negativ korrelasjon) og Cu (positiv, men ikke signifikant), tabell 2 og 3. Tilsvarende signifikante positive korrelasjoner finnes mellom konsentrasjoner av de fleste metallene og konsentrasjon av uorganiske partikler (turbiditet), men for Cd, Cr, Zn og Al er denne korrelasjonen ikke signifikant, tabell 2 og 3. Dette er en indikasjon på at tungmetallene primært finnes assosiert til uorganiske og organiske partikler og kolloider.

### Effekter av snødeponiet på vannkjemien i Sellikbekken

Vurderingen av de vannkjemiske påvirkningene på snødeponiet ble gjort ved å multiplisere målte konsentrasjoner oppstrøms og nedstrøms snødeponiet med vannføringen, som kun ble målt nedstrøms snødeponiet. Med denne beregningsmåten ble mengdene av de ulike metallene opp-

	Q	K <sub>25</sub>	Turb	pH	Ca	Mg	Na	K	SO <sub>4</sub>	Cl	Alk.	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Alr	TOC	Farge	Tot-P
	L sek <sup>-1</sup>	µS cm <sup>-1</sup>	NTU		mg L <sup>-1</sup>						mmol L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>	mg Pt L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	
K <sub>25</sub>	<b>-0,71</b>																
Turb	0,14	<b>0,38</b>															
pH	<b>-0,75</b>	<b>0,80</b>	0,15														
Ca	<b>-0,74</b>	<b>0,99</b>	0,34	<b>0,82</b>													
Mg	<b>-0,70</b>	<b>0,93</b>	<b>0,35</b>	<b>0,81</b>	<b>0,95</b>												
Na	<b>-0,66</b>	<b>0,98</b>	<b>0,46</b>	<b>0,78</b>	<b>0,95</b>	<b>0,88</b>											
K	<b>-0,63</b>	<b>0,97</b>	<b>0,40</b>	<b>0,72</b>	<b>0,96</b>	<b>0,92</b>	<b>0,94</b>										
SO <sub>4</sub>	<b>-0,74</b>	<b>0,97</b>	0,25	<b>0,80</b>	<b>0,98</b>	<b>0,94</b>	<b>0,92</b>	<b>0,95</b>									
Cl	<b>-0,65</b>	<b>0,96</b>	<b>0,50</b>	<b>0,81</b>	<b>0,93</b>	<b>0,88</b>	<b>0,99</b>	<b>0,90</b>	<b>0,89</b>								
Alkalinitet	<b>-0,71</b>	<b>0,98</b>	0,27	<b>0,76</b>	<b>0,98</b>	<b>0,92</b>	<b>0,93</b>	<b>0,98</b>	<b>0,98</b>	<b>0,89</b>							
NO <sub>3</sub> -N	<b>-0,43</b>	<b>0,58</b>	0,00	0,21	<b>0,57</b>	<b>0,49</b>	<b>0,50</b>	<b>0,60</b>	<b>0,61</b>	<b>0,41</b>	<b>0,65</b>						
NH <sub>4</sub> -N	<b>-0,54</b>	<b>0,85</b>	<b>0,39</b>	<b>0,77</b>	<b>0,82</b>	<b>0,80</b>	<b>0,85</b>	<b>0,87</b>	<b>0,81</b>	<b>0,84</b>	<b>0,83</b>	0,17					
Alr	<b>0,90</b>	<b>-0,77</b>	0,20	<b>-0,78</b>	<b>-0,79</b>	<b>-0,76</b>	<b>-0,71</b>	<b>-0,71</b>	<b>-0,83</b>	<b>-0,64</b>	<b>-0,80</b>	<b>-0,42</b>	<b>-0,67</b>				
TOC	<b>0,87</b>	<b>-0,87</b>	<b>-0,01</b>	<b>-0,81</b>	<b>-0,90</b>	<b>-0,84</b>	<b>-0,81</b>	<b>-0,81</b>	<b>-0,92</b>	<b>-0,78</b>	<b>-0,89</b>	<b>-0,55</b>	<b>-0,69</b>	<b>0,91</b>			
Farge	<b>0,89</b>	<b>-0,85</b>	<b>-0,06</b>	<b>-0,82</b>	<b>-0,88</b>	<b>-0,85</b>	<b>-0,80</b>	<b>-0,78</b>	<b>-0,90</b>	<b>-0,78</b>	<b>-0,85</b>	<b>-0,45</b>	<b>-0,72</b>	<b>0,89</b>	<b>0,95</b>		
Tot-P	<b>-0,60</b>	<b>0,76</b>	0,19	<b>0,41</b>	<b>0,74</b>	<b>0,67</b>	<b>0,71</b>	<b>0,80</b>	<b>0,76</b>	<b>0,64</b>	<b>0,81</b>	<b>0,68</b>	<b>0,63</b>	<b>-0,62</b>	<b>-0,73</b>	<b>-0,70</b>	
Tot-N	<b>-0,61</b>	<b>0,92</b>	0,29	<b>0,61</b>	<b>0,90</b>	<b>0,84</b>	<b>0,87</b>	<b>0,97</b>	<b>0,92</b>	<b>0,80</b>	<b>0,96</b>	<b>0,73</b>	<b>0,78</b>	<b>-0,70</b>	<b>-0,79</b>	<b>-0,75</b>	<b>0,87</b>

Tabell 2. Pearsons korrelasjoner mellom vannføring (Q), og konsentrasjoner av ulike makrokjemiske komponenter i Sellikbekken i perioden 8. mars – 10. mai, 2013. Uthevet skrift viser signifikante korrelasjoner (p < 0,05).

	Q	Ln(Q)	TOC	ln(TOC)	Turb	ln(Turb)	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
	L sek <sup>-1</sup>	L sek <sup>-1</sup>	mg C L <sup>-1</sup>	mg C L <sup>-1</sup>	NTU	NTU	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>	µg L <sup>-1</sup>
Q																
Ln(Q)	<b>0,849</b>															
TOC	<b>0,856</b>	<b>0,970</b>														
ln(TOC)	<b>0,823</b>	<b>0,977</b>	<b>0,995</b>													
Turb	0,282	0,095	0,180	0,185												
ln(Turb)	0,221	0,029	0,142	0,129	<b>0,936</b>											
Cd	<b>0,880</b>	<b>0,819</b>	<b>0,803</b>	<b>0,793</b>	0,431	0,336										
Co	<b>0,788</b>	<b>0,688</b>	<b>0,688</b>	<b>0,679</b>	<b>0,622</b>	<b>0,566</b>	<b>0,904</b>									
Cr	<b>-0,484</b>	<b>-0,683</b>	<b>-0,669</b>	<b>-0,685</b>	0,311	0,430	-0,340	-0,073								
Cu	0,219	0,173	0,200	0,212	<b>0,691</b>	<b>0,647</b>	<b>0,502</b>	<b>0,688</b>	0,362							
Fe	<b>0,683</b>	<b>0,680</b>	<b>0,673</b>	<b>0,675</b>	<b>0,583</b>	<b>0,531</b>	<b>0,879</b>	<b>0,968</b>	-0,043	<b>0,763</b>						
Mn	<b>0,697</b>	<b>0,585</b>	<b>0,590</b>	<b>0,581</b>	<b>0,664</b>	<b>0,645</b>	<b>0,860</b>	<b>0,970</b>	0,028	<b>0,710</b>	<b>0,937</b>					
Ni	<b>0,647</b>	<b>0,674</b>	<b>0,658</b>	<b>0,674</b>	<b>0,585</b>	<b>0,461</b>	<b>0,826</b>	<b>0,908</b>	-0,175	<b>0,631</b>	<b>0,908</b>	<b>0,881</b>				
Pb	<b>0,868</b>	<b>0,733</b>	<b>0,728</b>	<b>0,710</b>	<b>0,538</b>	<b>0,455</b>	<b>0,954</b>	<b>0,971</b>	-0,166	<b>0,597</b>	<b>0,930</b>	<b>0,915</b>	<b>0,860</b>			
V	<b>0,587</b>	<b>0,508</b>	<b>0,509</b>	<b>0,511</b>	<b>0,711</b>	<b>0,658</b>	<b>0,792</b>	<b>0,953</b>	0,141	<b>0,842</b>	<b>0,966</b>	<b>0,944</b>	<b>0,886</b>	<b>0,884</b>		
Zn	<b>0,864</b>	<b>0,862</b>	<b>0,848</b>	<b>0,847</b>	0,435	0,333	<b>0,982</b>	<b>0,919</b>	-0,355	<b>0,548</b>	<b>0,915</b>	<b>0,852</b>	<b>0,865</b>	<b>0,954</b>	<b>0,820</b>	

Tabell 3. Pearsons korrelasjoner mellom vannføring (Q), og konsentrasjon av ulike tungmetaller i Sellikbekken i perioden 8. mars – 10. mai, 2013. Uthevet skrift viser signifikante korrelasjoner ( $p < 0,05$ ).

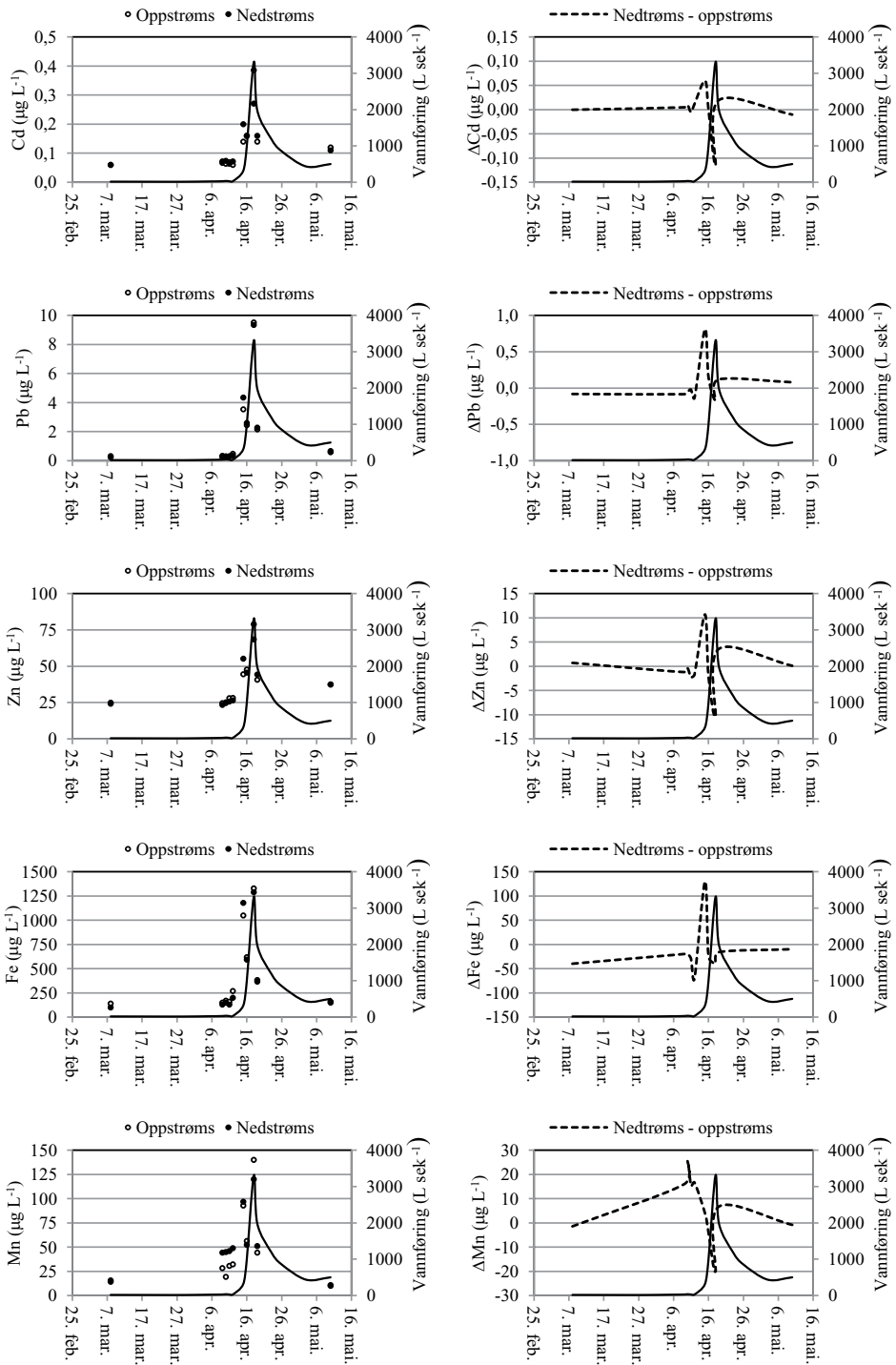
strøms snødeponiet noe for høye, med den følge at bidraget fra restnedbørfeltet hvor snødeponiet ligger, ble noe underestimert. Hele delnedbørfeltet nedstrøms øverste prøvetakingspunkt bidro med tilførsel av ulike komponenter til Sellikbekken, ikke bare snødeponiet. Dette delnedbørfeltet utgjør omtrent 0,1 km<sup>2</sup> (cirka 2 %) av totalnedbørfeltet til Sellikbekken på 5,1 km<sup>2</sup>. Det er også viktig å poengtere at volumet på snødeponiet er ukjent. En forsiktig antagelse på volumet av deponiet kan være mellom 25 000 – 50 000 m<sup>3</sup>, hvor tettheten er ukjent.

Snødeponiet (og nedbørfeltet nedstrøms øvre målepunkt) bidro til økte konsentrasjoner av hovedkjemiske komponenter og tungmetaller både under lavvannføringen i forkant av hovedavsmeltningen og i startfasen av smelteflommen, figur 4 og 5. Under selve flomtoppen, og i varierende grad i perioden rett etter, virket delnedbørfeltet med snødeponiet fortynnende på de fleste komponenter i Sellikbekken.

Selv om konsentrasjoner av de fleste makrokjemiske ioner går betydelig ned under selve flomtoppen, foregår den største massetransporten av disse komponentene under maksimal vann-

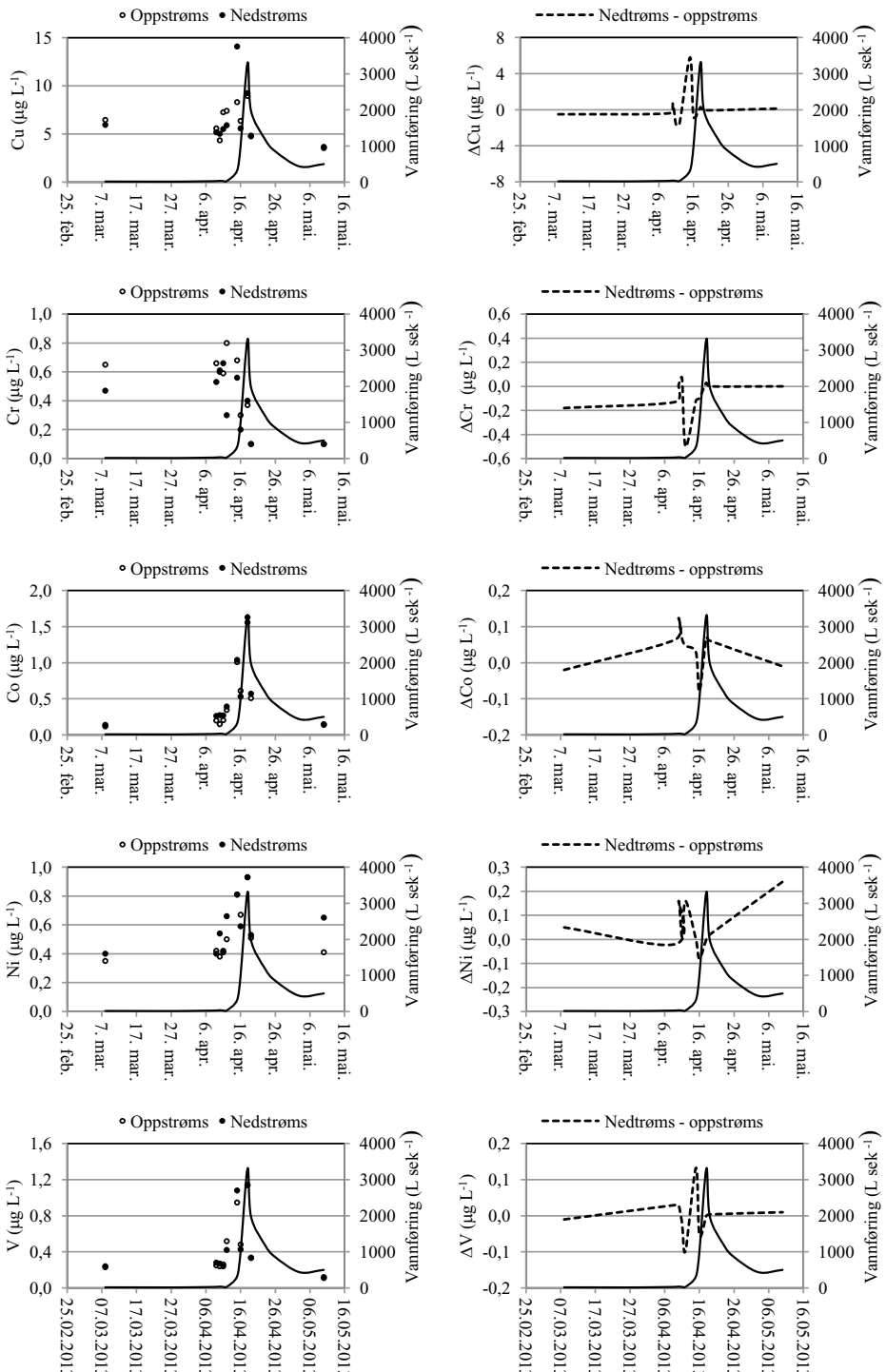
føring. Under flomtoppen 18.04.2013 ble det beregnet en transport av Ca på 1172 kg døgn<sup>-1</sup> både oppstrøms og nedstrøms snødeponiet, 1000 og 1058 kg døgn<sup>-1</sup> av SO<sub>4</sub> oppstrøms og nedstrøms, samt 2728 og 2823 kg organisk karbon døgn<sup>-1</sup> hhv. oppstrøms og nedstrøms snødeponiet. Under samme flomtoppen ble det målt en transport av fosfor (P) på hhv. 16,7 og 15,4 kg døgn<sup>-1</sup>, oppstrøms og nedstrøms, samt 171 og 181 kg N døgn<sup>-1</sup>, oppstrøms og nedstrøms snødeponiet. Høyeste relative netto bidrag fra nedbørfeltet med snødeponiet ble beregnet i starten av flommen, 15.04.2013, hvor denne delen av nedbørfeltet bidro med en netto tilførsel til Sellikbekken på hhv. 8,2 kg Ca døgn<sup>-1</sup>, 6,4 kg NH<sub>4</sub>-N døgn<sup>-1</sup>, 10,9 kg SO<sub>4</sub> døgn<sup>-1</sup>, 1,8 kg organisk karbon døgn<sup>-1</sup>, 3,7 kg P døgn<sup>-1</sup> og 9,9 kg total-N døgn<sup>-1</sup>.

Også for tungmetallene ble de mest markante bidragene fra nedbørfeltet med snødeponiet beregnet under den initiale flomperioden (15.04.2013), da teoretisk beregnede døgnflukser i Sellikbekken var hhv. 32 kg Fe døgn<sup>-1</sup>, 2,6 kg Mn døgn<sup>-1</sup>, 1,5 kg Zn døgn<sup>-1</sup>, 0,38 kg Cu døgn<sup>-1</sup>, 0,12 kg Pb døgn<sup>-1</sup> og 0,0054 kg Cd døgn<sup>-1</sup>. Herav



Figur 4. Variasjon i konsentrasjoner ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) av Cd, Pb, Zn, Fe og Mn oppstrøms og nedstrøms snødeponiet (venstre side), og forskjeller i konsentrasjon ( $\Delta$ ) nedstrøms i forhold til oppstrøms (høyre side) i perioden 8. mars – 10. mai, 2013. Positive  $\Delta$ -verdier betyr målte tilleggskidrag til Sellikbekken fra nedbørfeltet med snødeponiet. Hel trukket linje i alle figurer angir vannføringen ( $\text{L sek}^{-1}$ ).





Figur 5. Variasjon i konsentrasjoner ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) av Cu, Cr, Co, Ni og V oppstrøms og nedstrøms snødeponiet (venstre side), og forskjeller i konsentrasjon ( $\Delta$ ) nedstrøms i forhold til oppstrøms (høyre side) i perioden 8. mars – 10. mai, 2013. Positive  $\Delta$ -verdier betyr målte tilleggskidrag til Sellikbekken fra nedbørfeltet med snødeponiet. Hel trukket linje i alle figurer angir vannføringen ( $\text{L sek}^{-1}$ ).

synes 3,5 kg Fe døgn<sup>-1</sup>, 0,29 kg Zn døgn<sup>-1</sup>, 0,11 kg Mn døgn<sup>-1</sup>, 0,16 kg Cu døgn<sup>-1</sup> og 0,022 kg Pb døgn<sup>-1</sup> og 0,0016 kg Cd døgn<sup>-1</sup> å komme fra snødeponiet/nedbørfeltet nedstrøms øvre målestasjon, noe som tilsvarer at snødeponiet og dette delnedbørfeltet bidrar med 11 % Fe, 4 % Mn, 19 % Zn, 19 % Pb, 41 % Cu og 30 % Cd av de totale tilførsler i Sellikbekken denne dagen.

Fordi konsentrasjonene av de fleste tungmetaller var på sitt høyeste under selve flom-

toppen, ble den relative økningen i fluksene av metaller ekstremt høye under flomtoppen. Under selve flomtoppen den 18.04.2013, ble det teoretisk beregnet døgntransporter av metaller på hhv. 370-380 kg Fe døgn<sup>-1</sup>, 35-40 kg Mn døgn<sup>-1</sup> og 20-23 kg Zn døgn<sup>-1</sup>. Dette tilsvarer en gjennomsnittlig avrenning på 73,4 g Fe dekar<sup>-1</sup> døgn<sup>-1</sup>, 7,29 g Mn dekar<sup>-1</sup> døgn<sup>-1</sup>, 4,13 g Zn dekar<sup>-1</sup> døgn<sup>-1</sup>, tabell 4.

Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	Co	V	Ni	Cd	Cr
73,4	7,29	4,13	0,528	0,510	0,089	0,064	0,052	0,018	0,022

Tabell 4. Gjennomsnittlig avrenning av ulike tungmetaller (g dekar<sup>-1</sup> døgn<sup>-1</sup>) under maksimal flom i Sellikbekken 18.04.2013. Nedbørfeltareal er antatt å være 5,1 km<sup>2</sup>, tilsvarende 5100 dekar.

## Konklusjon

Generelt synes delnedbørfeltet med snødeponiet å bidra til målbare konsentrasjonsbidrag av hovedkjemiske komponenter og tungmetaller i Sellikbekken, under lavvannføringen og i starten av vårflommen. Under selve flomtoppen, og i noe varierende grad i perioden rett i etterkant av denne, synes delnedbørfeltet med snødeponiet å virke fortynnende på de fleste komponenter i Sellikbekken, før delnedbørfeltet igjen vil kunne bidra med målbare tilførsler når vannføringen har gått betydelig ned og det fortsatt er snø igjen i deponiet. I hvilken grad den betydelige mengden av partikler som et slikt snødeponi etterlater seg, se figur 1, etter at all snøen er smeltet vekk, bidrar til økte tilførsler av bl.a. partikkel-bundet tungmetallforbindelser er ikke undersøkt, da snødeponiet ikke var nedsmeltet da prøvetakingen ble avsluttet. Ved befaring av Vegvesenet (Evie Kvisberglien, pers. med.), 7. august 2013, var fortsatt ikke deponiet nedsmeltet. Det er derfor mulig at slike deponier vil kunne påvirke vassdrag i større grad når avsmeltingen er avsluttet og betydelige mengder partikler ikke lengre er bundet til is og snø, og dermed kanskje mer utsatt for erosjon i forbindelse med intense nedbør-episoder.

Fordi snødeponiets volum og tetthet ikke er kjent, har det ikke vært mulig å beregne transportmengder av ulike komponenter pr volum (m<sup>3</sup>) eller vekt (tonn) snø/is i deponiet. Når det

gjelder beregninger av tungmetalltilførsler er det også viktig å poengtere at disse estimatene er forbundet med betydelig usikkerhet, fordi mesteparten av metallene er bundet til partikler som ikke er homogent fordelt i vannmassene/vannprøvene.

## Takk

Vi vil takke Statens Vegvesen som har finansiert undersøkelsene, og gitt oss tillatelse til å publisere dataene.

## Referanser

- Barnes, R.B. (1975). Determination of species forms of aluminium in natural water. *Chemical Geology* 15 (3): 177-191.
- Borsato, A. (2001). Characterisation of a high-altitude alpine karst aquifer by means of temperature, conductivity and discharge monitoring (Centonia spring, Brenta Dolomites, N-Italy). The Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media 20th– 22<sup>nd</sup> September 2001 - Besançon (France) 51. *Sciences et Techniques de l'Environnement, Université de Franche-Compté, mémoire hors-série n°13-2001.*
- Cambell, D.H., Clow, D.W., Ingersoll, G.P., Mast, M.A., Spahr, N.E., Turk, J.T. (1995). Processes controlling the chemistry of two snowmelt-dominated streams in the Rocky Mountains. *Water Resources Research* 31, 2811-2821.
- Denning, A.S., Baron, J., Mast, M.A., Aerthus, M. (1991). Hydrological pathways and chemical composition of runoff during snowmelt in Loch Vale watershed, Rocky Mountains national park, Colorado, USA. *Water, Air and Soil Pollution*, 59, 107-123.

- Dickson, W. (1978). Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 20: 851-856.
- Driscoll, C.T. (1984). A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 16(4): 267-283.
- Hornberger, G.M., Bencala, K.E., McNight, D.M. (1994). Hydrological controls of dissolved organic carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. *Biogeochemistry* 25: 147-165.
- Johannessen, M. & Henriksen, A. (1978). Chemistry of snow meltwater – Changes in concentration during melting. *Water Resources Research* 14, 615-619.
- Kiland, H. (2010). Sellikbekken i Kongsberg kommune. Vurdering av trasèalternativer ved omlegging av E 134. Faun rapport 037-2010, 22 sider.
- Laudon, H. & Bishop, K.H. (1999). Quantifying sources of acid neutralisation capacity depression during spring flood episodes in Northern Sweden. *Environmental Pollution* 105: 427- 435.
- Laudon, H., Köhler, S., Bishop, K.H. (1999). Natural acidity or anthropogenic acidification in the spring flood of northern Sweden. *The Science of Total Environment* 234: 63-73.
- Lydersen, E., Löfgren, S., Arnesen, R.T. (2002). Metals in Scandinavian Surface waters: Effects of Acidification, Liming and Potential Re-acidification. *Critical Review in Environmental Science & Technology* 32: 73-295.
- Lydersen, E., Larssen, T., Fjeld, E. (2004). The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *The Science of Total Environment* 326 (1-3): 63-69.
- Reuss, J.O., Johnson, D.W. (1986). Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies* vol. 59, Springer: 62-65.
- Schaefer, D.A., Driscoll Jr. C.T., Van Dreason, R., Yatsko, C.P. (1991). The episodic acidification of Adirondack Lakes during snowmelt. *Water Resources Research* 26: 1639-1647.
- Schofield, C. (1976). Acid precipitation: Effects on fish. *Ambio* 5: 228-230.
- Stottleyer, R. & Toczydlowski, D. (1991). Stream chemistry and hydrology during snowmelt in a small watershed adjacent Lake Superior. *Biogeochemistry* 13: 177-197.